



**You have downloaded a document from
RE-BUS
repository of the University of Silesia in Katowice**

Title: Zgrupowania skąposzczetów dennych (Oligochaeta) Kanału Gliwickiego i Kanału Kędzierzyńskiego oraz związanych z nimi zbiorników antropogenicznych

Author: Mariola Krodkiewska

Citation style: Krodkiewska Mariola. (2010). Zgrupowania skąposzczetów dennych (Oligochaeta) Kanału Gliwickiego i Kanału Kędzierzyńskiego oraz związanych z nimi zbiorników antropogenicznych. Katowice : Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego.



Uznanie autorstwa - Użycie niekomercyjne - Bez utworów zależnych Polska - Licencja ta zezwala na rozpowszechnianie, przedstawianie i wykonywanie utworu jedynie w celach niekomercyjnych oraz pod warunkiem zachowania go w oryginalnej postaci (nie tworzenia utworów zależnych).



UNIwersytet ŚLĄSKI
W KATOWICACH



Biblioteka
Uniwersytetu Śląskiego



Ministerstwo Nauki
i Szkolnictwa Wyższego

Mariola Krodkiewska

**Zgrupowania skąposzczetów dennych
(Oligochaeta)**

**Kanału Gliwickiego i Kanału Kędzierzyńskiego
oraz związanych z nimi
zbiorników antropogenicznych**



**Wydawnictwo
Uniwersytetu Śląskiego
Katowice 2010**

**Zgrupowania skąposzczetów dennych
(Oligochaeta)
Kanału Gliwickiego i Kanału Kędzierzyńskiego
oraz związanych z nimi
zbiorników antropogenicznych**



NR 2761

Mariola Krodkiewska

**Zgrupowania skąposzczetów dennych
(Oligochaeta)
Kanału Gliwickiego i Kanału Kędzierzyńskiego
oraz związanych z nimi
zbiorników antropogenicznych**



Redaktor serii: Biologia
Iwona Szarejko

Recenzenci
Eugeniusz Biesiadka, Wojciech Fiałkowski

Publikacja będzie dostępna — po wyczerpaniu nakładu — w wersji internetowej:

Śląska Biblioteka Cyfrowa
www.sbc.org.pl

Spis treści

1. Wstęp	7
1.1. Rola skąposzczetów w ekosystemach wodnych	7
1.2. Wykorzystanie skąposzczetów w monitoringu środowisk wodnych	8
1.3. Stan poznania fauny skąposzczetów antropogenicznych środowisk wodnych	9
1.4. Cele pracy	10
2. Teren badań	12
2.1. Kanał Gliwicki	12
2.2. Kanał Kędzierzyński	14
2.3. Zbiorniki antropogeniczne związane z Kanałem Gliwickim	18
3. Metody badań	25
3.1. Badania hydrobiologiczne	25
3.1.1. Badania terenowe	25
3.1.2. Analiza zoocenologiczna	26
3.2. Analizy wody i osadów dennych	28
3.2.1. Badania właściwości fizyczno-chemicznych wody	28
3.2.2. Badania osadów dennych	29
3.3. Analizy statystyczne	30
4. Wyniki badań	34
4.1. Charakterystyka siedliskowa badanych środowisk wodnych	34
4.1.1. Kanał Gliwicki	34
4.1.2. Kanał Kędzierzyński	38
4.1.3. Zbiorniki antropogeniczne	39
4.1.3.1. Dzierżno Duże	39
4.1.3.2. Dzierżno Małe	41
4.1.3.3. Pławniowice	43
4.1.3.4. Porównanie warunków siedliskowych badanych zbiorników antropogenicznych	44
4.2. Wyniki badań hydrobiologicznych	45
4.2.1. Kanał Gliwicki	45

4.2.1.1. Charakterystyka zgrupowań skąposzczetów na stanowiskach badań w Kanale Gliwickim	46
4.2.1.2. Porównanie zgrupowań skąposzczetów w Kanale Gliwickim	58
4.2.1.3. Wpływ czynników środowiskowych na występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim.	61
4.2.1.4. Ocena jakości wody i osadów dennych Kanału Gliwickiego na podstawie skąposzczetów	65
4.2.1.4.1. Skąposzczety w monitoringu wody	65
4.2.1.4.2. Skąposzczety w monitoringu osadów dennych	68
4.2.2. Kanał Kędzierzyński	72
4.2.2.1. Charakterystyka zgrupowania skąposzczetów dennych	73
4.2.2.2. Wpływ czynników środowiskowych na występowanie skąposzczetów w Kanale Kędzierzyńskim	73
4.2.3. Zbiorniki antropogeniczne	74
4.2.3.1. Zgrupowania skąposzczetów dennych w zbiorniku Dzierżno Duże.	75
4.2.3.2. Zgrupowania skąposzczetów dennych w zbiorniku Dzierżno Małe.	77
4.2.3.3. Zgrupowania skąposzczetów dennych w zbiorniku Pławniowice	80
4.2.3.4. Porównanie zgrupowań skąposzczetów badanych zbiorników antropogenicznych	83
4.2.3.5. Wpływ czynników środowiskowych na występowanie skąposzczetów w zbiornikach antropogenicznych	84
4.2.3.6. Ocena warunków troficznych na podstawie występowania skąposzczetów	85
5. Dyskusja	87
6. Podsumowanie wyników badań i wnioski	94
Literatura	96
Summary	105
Zusammenfassung	107

1. Wstęp

1.1. Rola skąposzczetów w ekosystemach wodnych

Skąposzczety są ważnym składnikiem fauny dennej i odgrywają istotną rolę w funkcjonowaniu ekosystemów wodnych. Wywierają wpływ na strukturę osadów dennych, przyspieszają rozkład materii organicznej, stymulują aktywność mikroorganizmów występujących w osadach, a także biorą udział w obiegu biogenów (MERMILLOD-BLONDIN i in., 2001, 2004; SVENSSON i in., 2001; CIUTAT i in., 2005, 2006; DELMOTTE i in., 2007). W procesach tych ważną rolę odgrywają Tubificidae, będące często najliczniejszą grupą w faunie dennej (REIBLE i in., 1996). Ich sposób odżywiania stanowi istotny mechanizm transportu zanieczyszczeń z osadów do wody (DELMOTTE i in., 2007), a powstająca w osadach wskutek ich przemieszczania się gęsta sieć korytarzy ułatwia dodatkowo dyfuzję metali ciężkich i zanieczyszczeń organicznych do wód naddennych (MERMILLOD-BLONDIN i in., 2003). Skąposzczety przyczyniają się w ten sposób do wtórnego zanieczyszczenia wody związkami, które wcześniej uległy sedymentacji i zostały skumulowane w osadach (MARTIN i in., 2008).

Skąposzczety wpływają na przebieg procesu eutrofizacji wód bezpośrednio przez wydalanie biogenów oraz pośrednio przez modyfikację struktury osadów dennych, co stymuluje uwalnianie związków fosforu i azotu do wody (DEVINE, VANNI, 2002; GETA i in., 2004; POSTOLACHE i in., 2006). Odgrywają także ważną rolę w łańcuchach pokarmowych. Większość z nich to detrytusozercy, odżywiający się zawartą w osadach materią organiczną pokrytą biofilmem. Same mogą stanowić pokarm drapieżnych bezkręgowców, ryb bentonicznych i niektórych ptaków wodno-błotnych, które zjadają wystające ponad powierzchnię osadu końcowe odcinki ciała skąposzczetów.

Badania między innymi LUCAN-BOUCHÉ i in. (1999, 2000) wykazały, że skąposzczety kumulują metale ciężkie w końcowym odcinku ciała, dlatego też zjadanie przez drapieżniki tych części ciała może być przyczyną biomagnifikacji zanieczyszczeń w łańcuchach pokarmowych (CHAPMAN, 2001; EGELER i in., 2001).

Skąposzczety, będąc żywicielami pośrednimi różnych pasożytów ryb, między innymi wielu gatunków Myxozoa (BRINKHURST, 1996; YOKOYAMA, 1997) oraz Cestoda (COURTNEY, CHRISTENSEN, 1987, 1988), mogą być przyczyną chorób, szczególnie groźnych dla narybku. Prowadzić to może do znacznego spadku liczebności populacji wielu gatunków ryb.

1.2. Wykorzystanie skąposzczetów w monitoringu środowisk wodnych

Możliwość wykorzystania skąposzczetów w ocenie jakości środowisk wodnych wynika z ich roli w łańcuchach pokarmowych, szerokiego zasięgu występowania wielu gatunków o dobrze poznanej biologii i ekologii oraz zróżnicowanej wrażliwości poszczególnych taksonów na rozmaite czynniki środowiskowe (CHAPMAN, 2001; MARTIN i in., 2008).

Skąposzczety od lat wykorzystywane są w biomonitoringu wód. Ze względu na masowe występowanie w wodach obciążonych zanieczyszczeniami organicznymi były uwzględniane w systemach saprobów, które powstawały w różnych krajach już od początku XX w. Obecnie znana jest wartość wskaźnikowa dla tego typu zanieczyszczeń większości gatunków skąposzczetów występujących w wodach Europy (UZUNOV i in., 1988).

Do oceny stanu środowiska wodnego zaproponowano wiele indeksów biotycznych uwzględniających skąposzczety, np. udział Oligochaeta w całości zoobentosu (GOODNIGHT, WHITLEY, 1960), proporcja biomasy owadów do biomasy skąposzczetów (KING, BALL, 1964), zagęszczenie skąposzczetów w stosunku do łącznego zagęszczenia skąposzczetów i larw Chironomidae (WIEDERHOLM, 1980) czy też udział Tubificidae w faunie skąposzczetów (PARELE, ASTAPENOK, 1975). Według SLEPUKHINY (1984), żaden z tych indeksów nie ma uniwersalnego charakteru i tym samym nie może być stosowany w środowiskach wodnych różnych stref geograficznych.

Skąposzczety są powszechnie wykorzystywane także w ocenie warunków troficznych (MILBRINK, 1983; MILBRINK i in., 2002). MILBRINK (1983) dla jezior europejskich zaproponował indeks warunków troficznych, a LANG (1989, 1997, 1998) dla jezior w Szwajcarii indeks oparty na udziale w faunie gatunków charakterystycznych dla wód oligotroficznych. Jak wykazały badania przeprowadzone przez SÄRKKE (1987, 1994), w ocenie trofii, oprócz gatunków skąposzczetów należących do makrofauny, wysoką wartość wskaźnikową mają także gatunki zaliczane do mejofauny.

Badania przeprowadzone między innymi przez LAFONTA (1984), Rosso i in. (1994), GRUMIAUX i in. (1998), PRYGIELA i in. (2000), LAFONTA i in. (2001) oraz VINOGRADOVA i in. (2002) wskazują, że skąposzczety, szczególnie Tubificinae,

metalami ciężkimi oraz wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi (WWA) i polichlorowanymi bifenylami (PCB). W monitoringu osadów dennych we Francji zaproponowano zastosowanie dwóch indeksów: IOBS (Indice de Qualité Biologique des Sédiments Fins) oraz udziału w zgrupowaniach skąposzczetów Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych (PRYGIEL i in., 2000; LAFONT i in., 2001).

Zgodnie z zaleceniami Ramowej Dyrektywy Wodnej Unii Europejskiej, w ocenie stanu ekologicznego środowisk wodnych powinno się stosować indeksy biotyczne opracowane między innymi na podstawie makrobezkregowców bentosowych. W indeksach tych skąposzczety wykorzystane są jednak w niewielkim stopniu (KUDELSKA, SOSZKA, 1996). Według VERDONSCHOTA (2006), z uwagi na rolę skąposzczetów w ekosystemach wodnych, powinny być one szerzej uwzględniane, ale wymaga to ich oznaczania do taksonów rangi niższej niż rodzina. Przydatność skąposzczetów w monitoringu potwierdzają także wyniki badań przeprowadzonych przez SCHENKOVÁ i in. (2001), którzy wykazali związek między strukturą zgrupowań skąposzczetów a jakością wód małych rzek czeskich.

1.3. Stan poznania fauny skąposzczetów antropogenicznych środowisk wodnych

Prowadzone od wielu lat badania nad skąposzczetami dennymi dotyczą głównie jezior i rzek, podczas gdy różnego typu środowiska antropogeniczne, uważane powszechnie za nieinteresujące z hydrobiologicznego punktu widzenia, jak dotychczas nie doczekały się kompleksowych opracowań.

Sporadycznie podejmowane badania nad występowaniem skąposzczetów czy też innych grup makrobentosu w zbiornikach powstałych po eksploatacji surowców mineralnych lub w zbiornikach zapadliskowych wskazują z reguły na małe zróżnicowanie fauny dennej. Dla tego typu środowisk charakterystyczne są przede wszystkim gatunki eurytopowe o szerokim zasięgu występowania, np. spośród skąposzczetów *Tubifex tubifex*, oraz gatunki z rodzaju *Limnodrilus* (CANTON, WARD, 1981; DUMNICKA, KRODKIEWSKA, 2003; DUMNICKA, GALAS, 2006; KRODKIEWSKA, 2006). Powszechnego ubóstwa faunistycznego w zbiornikach antropogenicznych nie potwierdzają badania WOODA i in. (2001) oraz HEATHERLYA i in. (2005), którzy w zbiornikach powstałych po eksploatacji powierzchniowej węgla brunatnego oraz zbiornikach włączonych w procesy technologiczne przemysłu włókienniczego stwierdzili występowanie bogatej makrofauny dennej, porównywalnej pod względem różnorodności do występującej w jeziorach naturalnych. Należy podkreślić, że zbiorniki antropogeniczne mogą być miejscem występowania rzadkich gatunków, np. wśród skąposzczetów *Potamothenrix bavaricus* i *Aulodrilus japonicus* (DUMNICKA, KRODKIEWSKA, 2003; KRODKIEWSKA, 2007a, b).

Spośród różnego typu zbiorników antropogenicznych stosunkowo najlepiej poznana jest fauna skąposzczetów zbiorników zaporowych, w których na ogół stwierdzano duże bogactwo gatunkowe, podobne do opisywanego w zbiornikach naturalnych (DUMNICKA i in., 1986; DUMNICKA, 1993; DUMNICKA, POZNAŃSKA, 2006; YILDIZ, BALIK, 2006). Rzadko natomiast podejmowane są badania nad skąposzczetami rowów i kanałów melioracyjnych (KASPRZAK, 1984; VERDONSCHOT, 1987; LANGHEINRICH i in., 2004) oraz kanałów budowanych jako drogi transportu wodnego (GRUMIAUX, DHAINAUT-COURTOIS, 1996; GRUMIAUX i in., 1998). Przeprowadzone przez GRUMIAUX i DHAINAUT-COURTOIS (1996) oraz GRUMIAUX i in. (1998) badania wykazały, że w kanałach żeglugi śródlądowej silnie uprzemysłowionego rejonu północnej Francji fauna denna jest mało zróżnicowana, co związane jest z jednorodnością mikrosiedlisk, brakiem makrofitów oraz dużym zanieczyszczeniem osadów metalami ciężkimi i zanieczyszczeniami organicznymi. W kanałach tych licznie występowały tylko Tubificidae, larwy Chironomidae oraz Asellidae.

Należy podkreślić, że kanały żeglugi śródlądowej są przede wszystkim obiektem badań nad rozprzestrzenianiem się gatunków makrofauny poza ich naturalne zasięgi (NEHRING, 2005). Budowa kanałów nawigacyjnych ułatwia bowiem przekraczanie naturalnych barier i aktywne lub bierne przemieszczanie się zwierząt za pośrednictwem statków czy ryb do nowych środowisk wodnych. Wiele gatunków ponto-kaspijskich, w tym także skąposzczety z rodzaju *Potamothrix*, poszerzyło w ten sposób swój zasięg występowania w Europie (MILBRINK, TIMM, 2001; PIENIMÄKI, LEPPÄKOSKI, 2004).

1.4. Cele pracy

Niewystarczający stan poznania fauny skąposzczetów kanałów żeglugi śródlądowej i zbiorników antropogenicznych, będących środowiskami wodnymi podlegającymi silnej antropopresji, był przyczyną podjętych badań w Kanale Gliwickim, w jego odnodze Kanale Kędzierzyńskim oraz w związanych z nimi zbiornikach antropogenicznych.

Jak dotychczas w kanałach tych nie były prowadzone żadne badania hydrobiologiczne, a jedynie badania jakości wody i osadów dennych Kanału Gliwickiego (KOSTECKI, 2001b; KOSTECKI, CZAPLICKA, 2001; KOSTECKI i in., 2001; KOSTECKI, KOZŁOWSKI, 2002). Wykazały one duże zanieczyszczenie wody na całej długości Kanału oraz zróżnicowane przestrzennie zanieczyszczenie osadów dennych metalami ciężkimi i wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi.

Celem podjętych badań było:

1. Poznanie fauny skąposzczetów i określenie struktury ich zgrupowań w osadach dennych Kanału Gliwickiego, zasilających go zbiorników antropogenicznych oraz Kanału Kędzierzyńskiego.

2. Ocena wpływu wybranych czynników środowiskowych na strukturę zgrupowań skąposzczetów.
3. Ocena możliwości wykorzystania skąposzczetów w monitoringu jakości wody i osadów dennych antropogenicznych środowisk wodnych.

Autorka pragnie złożyć gorące podziękowania za okazaną życzliwość, cenne uwagi i sugestie Pani Profesor Małgorzacie Strzelec oraz Panu Docentowi Włodzimierzowi Serafińskiemu. Serdecznie dziękuje także Koleżankom z Katedry Hydrobiologii oraz Rodzinie za wsparcie i pomoc.

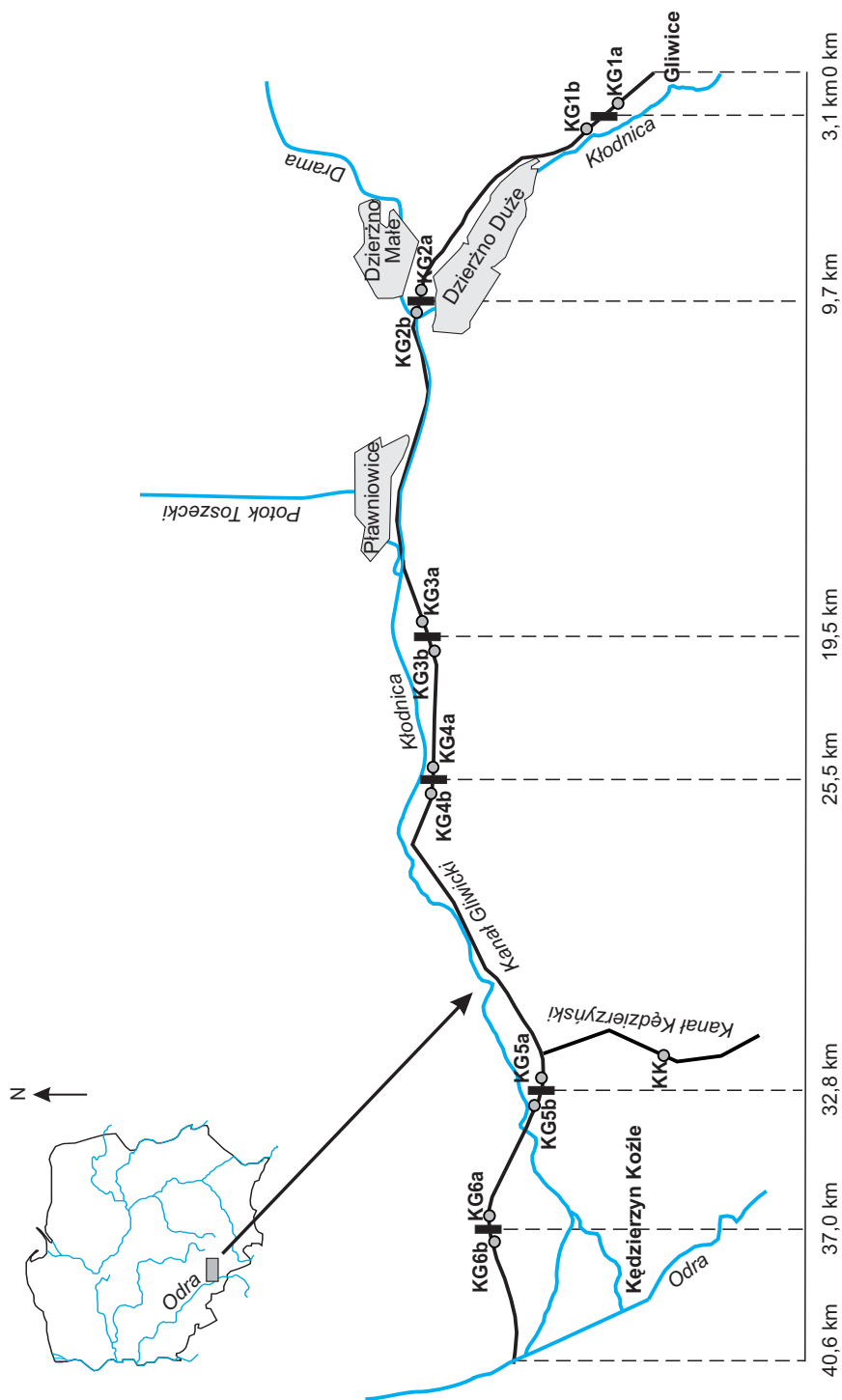
2. Teren badań

2.1. Kanał Gliwicki

Kanał Gliwicki jest drogą wodną łączącą port śródlądowy na Odrze w Kędzierzynie-Koźlu ($50^{\circ}21'N$, $18^{\circ}09'E$) z portem w Gliwicach ($50^{\circ}17'N$, $18^{\circ}40'E$). Jest on fragmentem Odrzańskiej Drogi Wodnej. Został wybudowany w latach 1933—1939 i przejął funkcję Kanału Kłodnickiego, służącego do transportu węgla i wyrobów hutniczych z okręgu przemysłowego na Górnym Śląsku w głąb Niemiec.

Kanał Gliwicki ma długość 40,6 km (łącznie z basenem portowym w Gliwicach 41,2 km). Różnica poziomów wody między portami, wynosząca 43,6 m, jest pokonywana przez 6 stopni wodnych. Pierwszy z nich znajduje się na 3,1 km długości Kanału w Gliwicach-Łabędach. Kolejne zostały wybudowane na 9,7 km w Dzierżnie, na 19,5 km w Rudzińcu, na 25,5 km w Sławięcicach, na 32,8 km w Nowej Wsi oraz na 37 km w Kłodnicy. Każdy stopień wodny stanowią dwie śluzy o komorach bliźniaczych. Taka konstrukcja umożliwia ograniczenie zużycia wody podczas śluzowania i zapewnia jej odpowiedni poziom niezbędny do żeglugi. Według przyjętej w Polsce klasyfikacji śródlądowych dróg wodnych (Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 7 maja 2002 r. — Dz.U. 2002, nr 5, poz. 43; nr 100, poz. 1085), należy on do dróg wodnych o znaczeniu regionalnym klasy III. Okres żeglugi w Kanale, przy sprzyjających warunkach meteorologicznych, trwa od 15 marca do 15 grudnia. W ponad 60-letniej historii Kanału Gliwickiego jego znaczenie jako drogi transportu węgla było różne. W ostatnich latach, według niepublikowanych danych Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Gliwicach, odnotowano wzrost przewozów towarów (w 2002 r. łączna liczba śluzowań w Kanale wyniosła 14 328, w 2003 r. — 16 149, a w 2004 r. — 17 205).

Kanał Gliwicki zbudowany został na terenach piaszczystych, dlatego też w celu uszczelnienia jego dno zostało wyłożone warstwą ilów, a brzegi wzmocnione narzutem kamiennym. Szerokość Kanału, mierzona przy dnie, wynosi 20 m, a na powierzchni lustra wody — 38 m. Początkowa głębokość Kanału



■ śluza; ○ stanowiska: KG — stanowiska w Kanale Gliwickim, KK — stanowisko w Kanale Kędzierzyńskim
Ryc. 1. Lokalizacja stanowisk badań w Kanale Gliwickim i Kanale Kędzierzyńskim

wynosząca 3,5 m w wyniku zamulenia uległa zmniejszeniu do 2,5 m. Kanał Gliwicki jest zasilany przede wszystkim wodami Kłodnicy i Dramy oraz zbiorników zasilanych wodami tych rzek. Kłodnica w górnym biegu płynie przez zurbanizowane i przemysłowe obszary Górnego Śląska, będąc odbiornikiem ścieków komunalnych i przemysłowych, a także wód dołowych z kopalń węgla kamiennego, znajdujących się na obszarze jej zlewni. Źródłem zanieczyszczenia Kłodnicy są również spływy powierzchniowe z terenów składowisk odpadów pogórnich. Drama przepływa przez obszar rolniczo-miejski i jest zanieczyszczana spływami z pól oraz ściekami komunalnymi. Prowadzony przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach (WIOŚ w Katowicach) monitoring jakości wód Kłodnicy wskazuje na wielokrotne przekroczenie wszystkich wskaźników jakości wody, podczas gdy Drama jest zanieczyszczona głównie związkami biogennymi (raporty WIOŚ w Katowicach o stanie środowiska w województwie śląskim w latach 2002—2004).

W Kanale Gliwickim wyznaczono dwanaście stanowisk badań zlokalizowanych powyżej i poniżej kolejnych śluz (ryc. 1, tabela 1).

Tabela 1. Lokalizacja stanowisk badań w Kanale Gliwickim

Stanowisko	Kilometr długości Kanału	Lokalizacja	Położenie geograficzne
KG1a	2,9	Gliwice-Łabędy	50°20'N, 18°37'E
KG1b	3,3	Gliwice-Łabędy	50°20'N, 18°37'E
KG2a	9,5	Dzierżno	50°23'N, 18°31'E
KG2b	9,9	Dzierżno	50°23'N, 18°31'E
KG3a	19,3	Rudziniec	50°21'N, 18°24'E
KG3b	19,7	Rudziniec	50°21'N, 18°24'E
KG4a	25,3	Sławęcice	50°22'N, 18°19'E
KG4b	25,7	Sławęcice	50°22'N, 18°19'E
KG5a	32,6	Nowa Wieś	50°21'N, 18°15'E
KG5b	33,0	Nowa Wieś	50°21'N, 18°15'E
KG6a	36,8	Kłodnica	50°20'N, 18°10'E
KG6b	37,2	Kłodnica	50°20'N, 18°10'E

2.2. Kanał Kędzierzyński

Kanał Kędzierzyński został wybudowany w 1970 r. na 31,5 km Kanału Gliwickiego jako jego odnoga. Łączy Zakłady Azotowe w Kędzierzynie-Koźlu z Odrą. Do 1983 r. drogą tą transportowano nawozy sztuczne do portu w Kędzierzynie-Koźlu. Obecnie jest niewykorzystywany. Według klasyfikacji śródlądowych dróg wodnych (Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 7 maja 2002 r. — Dz.U. 2002, nr 5, poz. 43; nr 100, poz. 1085), należy on do szlaków wodnych o znaczeniu regionalnym klasy II.

Kanały żeglugi śródlądowe — Kanał Gliwicki i Kanał Kędzierzyński

(fot. M. KRODKIEWSKA)



Fot. 1. Kanał Gliwicki: widok na port w Gliwicach



Fot. 2. Kanał Gliwicki: śluza w Dzierżnie



Fot. 3. Kanał Gliwicki: widok ze śluzy w Rudzińcu



16 Fot. 4. Kanał Gliwicki: poniżej śluzy w Sławęcicach



Fot. 5. Kanał Gliwicki: skarpa



Fot. 6. Kanał Kędzierzyński: poniżej Zakładów Azotowych w Kędzierzynie-Koźlu

Kanał Kędzierzyński ma długość 5,6 km. Jego szerokość mierzona przy dnie wynosi 15 m, a głębokość — 2,25 m.

Stanowisko badań wyznaczone zostało na 2,1 km biegu Kanału poniżej Zakładów Azotowych w Kędzierzynie-Koźlu ($50^{\circ}19'N$, $18^{\circ}14'E$) (ryc. 1).

2.3. Zbiorniki antropogeniczne związane z Kanałem Gliwickim

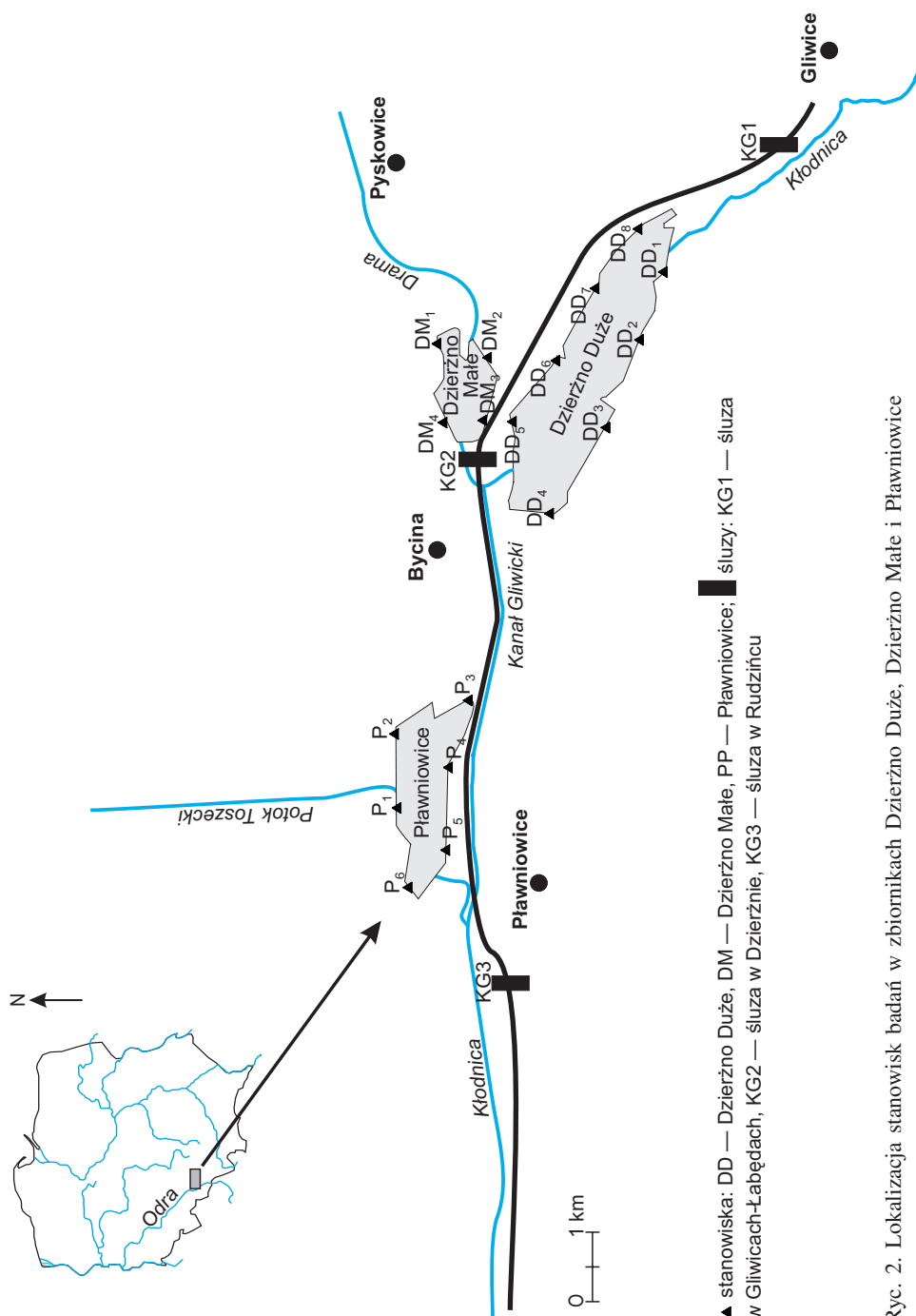
Z Kanałem Gliwickim związane są, położone w zlewni Kłodnicy, trzy antropogeniczne zbiorniki wodne: Dzierżno Duże, Dzierżno Małe i Pławniowice. Znajdują się one po obu stronach Kanału, między śluzą w Gliwicach-Łabędach (KG1) a śluzą w Rudzińcu (KG3), i zasilają bezpośrednio lub pośrednio wodą Kanał Gliwicki (ryc. 2).

Zbiorniki te powstały w wyrobiskach po zakończonej eksploatacji piasków podsadzkowych. Najstarszy z nich, Dzierżno Małe ($50^{\circ}23'N$, $18^{\circ}33'E$), utworzony został w 1938 r., po wypełnieniu wyrobiska wodami Dramy, będącej prawobrzeżnym dopływem Kłodnicy. Wody ze zbiornika odprowadzane są do Kanału Gliwickiego poniżej śluzy w Dzierżnie. Dzierżno Małe utrzymuje przepływ nienaruszalny Kłodnicy powyżej jazu w Pławniowicach, zapewnia żeglugę w Kanale Gliwickim, pełni funkcję przeciwpowodziową oraz rekreacyjną. Powierzchnia jego zlewni wynosi 129 km^2 i ma charakter rolniczo-miejski.

Największy ze zbiorników — Dzierżno Duże ($50^{\circ}22'N$, $18^{\circ}33'E$), powstał w 1964 r., w wyniku napełnienia wodą dwóch wyrobisk popiaskowych wodami Kłodnicy. W niewielkim stopniu zasilany jest również wodami Kanału Gliwickiego oraz wodami okresowych Potoków Rzeczyckiego i Kleszczowskiego. Wody Kłodnicy ze zbiornika odprowadzane są urządzeniem zrzutowo-upustowym do Kanału Gliwickiego poniżej śluzy w Dzierżnie. Kłodnica do jazu w miejscowości Pławniowice płynie wspólnym korytem z Kanałem.

Dzierżno Duże jest zbiornikiem wielofunkcyjnym. Zapewnia żeglugę w Kanale Gliwickim, bierze udział w procesie samooczyszczania wód Kłodnicy, stając się jej naturalnym osadnikiem, oraz chroni dolinę rzeki przed powodzią. Zlewnia zbiornika, o powierzchni 539 km^2 , ma charakter miejsko-przemysłowy.

Zbiornik Pławniowice ($50^{\circ}23'N$, $18^{\circ}28'E$) powstał w 1974 r., w wyniku wypełnienia wyrobiska wodami Potoku Toszeckiego (prawobrzeżny dopływ Kłodnicy). Jego wody są odprowadzane do Kłodnicy poniżej jazu w Pławniowicach. Podstawową funkcją zbiornika jest zasilanie ujęcia wody wykorzystywanej do celów przemysłowych, ochrona przed powodzią i rekreacja. Zbiornik Pławniowice zasila Kanał Gliwicki pośrednio przez utrzymanie przepływu nienaruszalnego Kłodnicy. Jego zlewnia, o charakterze rolniczym, ma powierzchnię 104 km^2 .



Ryc. 2. Lokalizacja stanowisk badań w zbiornikach Dzierżno Duże, Dzierżno Małe i Pławniowice

Tabela 2. Podstawowe dane morfometryczne badanych zbiorników (na podstawie KOSTECKIEGO, 2003)

Parametr	Jednostka	Dzierżno Duże	Dzierżno Małe	Pławniowice
Powierzchnia	ha	615—650	100—110	225—260
Pojemność całkowita	mln · m ³	95,2	12,6	29,1
Głębokość maksymalna	m	25	15	16
Głębokość średnia	m	14,6	11	11
Czas retencji	dni	ok. 200	ok. 100	ok. 900

Badane zbiorniki położone są w sąsiedztwie przemysłowych i zurbanizowanych obszarów centralnej części województwa śląskiego. Źródłem ich zanieczyszczenia są wody zasilających je rzek, spływy powierzchniowe ze zlewni oraz opady atmosferyczne (KOSTECKI, 2002, 2003). Jakość wód rzek zasilających, jak wskazują badania prowadzone przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach, jest w przypadku wielu wskaźników zła (V klasa jakości) lub niezadowalająca (IV klasa jakości). Najbardziej zanieczyszczone są wody Kłodnicy, przepływającej przez przemysłowe obszary województwa śląskiego. Wody Dramy i Potoku Toszeckiego nie są obciążone zanieczyszczeniami przemysłowymi w takim stopniu, jak wody Kłodnicy. O ich jakości decydują przede wszystkim wskaźniki biogenne i mikrobiologiczne. W odniesieniu do większości z nich wody Dramy zalicza się do V klasy jakości (raporty WIOŚ o stanie środowiska w województwie śląskim w latach 2004—2005).

Prowadzone w latach 1976—2004 przez KOZŁOWSKIEGO i in. (2006) badania wykazały, że wody Potoku Toszeckiego odznaczają się wysoką koncentracją związków biogennych (N-NH₄ do 2,03 mg · dm⁻³ — III klasa jakości; N-NO₃ do 6,85 mg · dm⁻³ — IV klasa jakości; N-NO₂ do 0,28 mg · dm⁻³ — IV klasa jakości; P-PO₄ do 0,71 mg · dm⁻³ — V klasa jakości) wymywanych z pól uprawnych oraz pochodzących ze ścieków komunalnych, stanowiąc tym samym zagrożenie dla zbiornika Pławniowice.

Na wpływ Kłodnicy na jakość wód i osadów dennych zbiornika Dzierżno Duże wskazują między innymi wyniki badań przeprowadzonych przez KOSTECKIEGO (2000), KOSTECKIEGO i in. (2000) oraz RZĘTAŁĘ (2000, 2007). Autorzy ci stwierdzili bardzo duże zanieczyszczenie wód zbiornika związkami biogennymi, chlorkami, siarczanami, metalami ciężkimi i wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi dopływającymi wraz z wodami Kłodnicy.

Prowadzone przez KOSTECKIEGO (1977, 1978, 2001a) wieloletnie badania nad zmianami jakości wód zachodzącymi w zbiorniku Pławniowice wykazały jego degradację na skutek szybko postępującej eutrofizacji. W zbiorniku tym w 2004 r. podjęte zostały zabiegi rekultywacyjne metodą odprowadzania wód hipolimnionu z zastosowaniem rury Olszewskiego, których wynikiem była poprawa warunków tlenowych, zwiększenie zasięgu epilimnionu z 4 m do 7 m, wzrost przezroczystości wody latem do 3,2 m oraz spadek stężenia fosforu ogólnego w hipolimnionie z 1,7 mg · dm⁻³ do 0,95 mg · dm⁻³ (KOSTECKI, 2007).

Zbiorniki antropogeniczne związane z Kanałem Gliwickim
(fot. M. KRODKIEWSKA)



Fot. 7. Wyrobisko popiaskowe Dzierżno Duże: brzeg południowy



Fot. 8. Wyrobisko popiaskowe Dzierżno Duże: widok na brzeg północny



Fot. 9. Wyrobyisko popiaskowe Dzierżno Małe: widok z brzegu zachodniego



22 Fot. 10. Wyrobyisko popiaskowe Dzierżno Małe: brzeg wschodni



Fot. 11. Wyróbisko popiaskowe Pławniowice: widok z brzegu południowego



Fot. 12. Wyróbisko popiaskowe Pławniowice: brzeg północny

Podobnie jak w Pławniowicach, wody zbiornika Dzierżno Małe są zanieczyszczane głównie związkami biogennymi, a w mniejszym stopniu metalami ciężkimi. Decydujący wpływ zarówno na jakość wód, jak i na przebieg procesu kumulacji zanieczyszczeń w osadach zbiornika ma rzeka Drama, będąca odbiornikiem ścieków komunalnych z miejscowości położonych w jej zlewni oraz spływów powierzchniowych z pól uprawnych (KOSTECKI, DOMURAD, 1998; KOSTECKI i in., 1998).

Stanowiska badań w zbiorniku Dzierżno Duże, Dzierżno Małe i Pławniowice wyznaczone zostały wzdłuż ich linii brzegowych (ryc. 2).

3. Metody badań

3.1. Badania hydrobiologiczne

3.1.1. Badania terenowe

Materiał do badań zbierano na dwunastu stanowiskach w Kanale Gliwickim, na jednym stanowisku w Kanale Kędzierzyńskim oraz na stanowiskach w zbiornikach: Dzierżno Duże (8 stanowisk), Dzierżno Małe (4 stanowiska) i Pławniowice (6 stanowisk).

Stanowiska w Kanale Gliwickim zostały wytypowane na podstawie wyników uzyskanych przez KOSTECKIEGO (2001b) oraz KOSTECKIEGO i CZAPLICKĄ (2001), dotyczących przestrzennego zróżnicowania osadów dennych wzdłuż Kanału. W celu uniknięcia bezpośrednich efektów śluzowania stanowiska poboru prób wyznaczono 200 m powyżej i poniżej każdej śluzy, w odległości 1 m od brzegu.

Badania terenowe w Kanale Gliwickim prowadzono w latach 2002—2004, od kwietnia do listopada, w odstępach 6-tygodniowych. Na każdym stanowisku pobrano łącznie 18 prób. Ogółem w Kanale Gliwickim zebrano 216 prób.

W Kanale Kędzierzyńskim próby pobierano w 2004 r., co 6 tygodni, od kwietnia do listopada, na typowym dla Kanału stanowisku wyznaczonym w odległości 1 m od brzegu. Łącznie zebrano 6 prób.

W zbiornikach Dzierżno Duże, Dzierżno Małe i Pławniowice badania prowadzono w odstępach miesięcznych, od marca do listopada, w latach 2004—2005. Na każdym stanowisku pobrano łącznie 18 prób. Ogółem w poszczególnych zbiornikach zebrano: 144 próby w zbiorniku Dzierżno Duże, 72 próby w zbiorniku Dzierżno Małe i 108 prób w zbiorniku Pławniowice.

Na wszystkich stanowiskach materiał do badań ilościowych pobierano z osadów dennych za pomocą czerpacza rurowego o powierzchni chwytnej 20 cm². Jedną próbę stanowił materiał pochodzący z 10 czerpań pobranych liniowo wzdłuż brzegu i oddalonych od niego o 1 m.

W laboratorium z przepłukanych na sicie o średnicy oczek 0,27 mm osadów dennych wybierano skąposzczety, które konserwowano w 70% alkoholu, a następnie zamykano w laktofenolu Ammana w celu identyfikacji.

Oznaczając skąposzczety, korzystano z kluczy BRINKHURSTA (1971), KASPRZAKA (1988) i TIMMA (1999). Układ taksonomiczny rodziny Tubificidae przyjęto zgodnie z podziałem ERSEUSA i GUSTAVSSONA (2002).

3.1.2. Analiza zoocenologiczna

Analizę zoocenologiczną zgrupowań skąposzczetów przeprowadzono na podstawie wskaźników: dominacji, stałości występowania, różnorodności Shannona-Wienera oraz równomierności Pielou.

Przyjęto następującą strukturę dominacji:

- eudominant — gatunek, którego udział w zgrupowaniu przekraczał 10%,
- dominant — gatunek, którego udział w zgrupowaniu wynosił od 5,1% do 10%,
- subdominant — gatunek, którego udział w zgrupowaniu wynosił od 2,1% do 5%,
- recedent — gatunek, którego udział w zgrupowaniu wynosił od 1% do 2%,
- subrecedent — gatunek, którego udział w zgrupowaniu był mniejszy niż 1%.

Przyjęto następujące klasy stałości występowania gatunków w zgrupowaniu:

- eukonstanty — w ponad 75% prób,
- konstanty — od 50,01% do 75% prób,
- gatunki akcesoryczne — od 25,01% do 50% prób,
- akcydenty — w mniej niż 25% prób.

Preferencje środowiskowe gatunków skąposzczetów wykazanych w Kanale Gliwickim określono na podstawie, zaproponowanego przez HILDREWA i TOWNSEND (1976), indeksu reprezentatywności (IR), obliczanego według formuły:

$$IR = \frac{O - E}{\sqrt{E}},$$

gdzie:

O — liczebność obserwowana,

E — liczebność oczekiwana obliczona według wzoru:

$$E = \left(\frac{N_i}{x} \right) \cdot x_j,$$

gdzie: N_i — liczebność gatunku i , x — liczba wszystkich prób, x_j — liczba prób w kategorii j zmiennej środowiskowej.

Gatunek wykazuje preferencje, gdy wartość indeksu $IR > 5$ (VERDONSCHOT, 2001). W analizie uwzględniono jedynie te gatunki, których stałość występowania w Kanale była wyższa niż 25%.

Ocenę możliwości wykorzystania skąposzczetów w biomonitoringu Kanału Gliwickiego przeprowadzono na podstawie następujących wskaźników:

1. Udział w faunie skąposzczetów osobników Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych (stanowiących sumę osobników oznaczonych do rangi gatunku oraz osobników młodocianych).
2. Udział w faunie skąposzczetów osobników Tubificinae ze szczecinami włosowatymi w pęczkach grzbietowych (stanowiących sumę osobników oznaczonych do rangi gatunku oraz osobników młodocianych).
3. Zagęszczenie skąposzczetów.
4. Bogactwo gatunkowe (liczba gatunków).
5. Wskaźnik Shannona-Wienera.
6. Wskaźnik Pielou.
7. Indeks IOBS (tylko w ocenie jakości osadów dennych) obliczony według formuły:

$$IOBS = \frac{10 \cdot S}{T},$$

gdzie:

S — liczba gatunków,

T — udział w zgrupowaniu skąposzczetów osobników Tubificinae¹.

Możliwość wykorzystania skąposzczetów w ocenie trofii wód zbiorników antropogenicznych sprawdzano na podstawie, zaproponowanego przez MILBRINKA (1983) dla jezior, indeksu warunków troficznych (TC), obliczonego zgodnie ze wzorem:

$$TC = c \frac{\frac{1}{2} \sum n_o + \sum n_1 + 2 \sum n_2 + 3 \sum n_3}{\sum n_o + \sum n_1 + \sum n_2 + \sum n_3},$$

gdzie:

n_o — liczebność gatunków charakterystycznych dla wód oligotroficznych;

n_1 — liczebność gatunków charakterystycznych dla wód mezotroficznych;

n_2 — liczebność gatunków charakterystycznych dla wód eutroficznych;

n_3 — liczebność *Limnodrilus hoffmeisteri* i *Tubifex tubifex*;

c — współczynnik liczebności zgrupowania: $c = 1$, gdy zagęszczenie fauny skąposzczetów dennych $n > 3\,600$ osobników $\cdot m^{-2}$; $c = 3/4$, gdy zagęszczenie fauny skąposzczetów dennych $1\,200 < n < 3\,600$ osobników $\cdot m^{-2}$; $c = 1/2$, gdy zagęszczenie fauny skąposzczetów dennych $400 < n < 1\,200$ osobników $\cdot m^{-2}$; $c = 1/4$, gdy zagęszczenie fauny skąposzczetów dennych $130 < n < 400$ osobników $\cdot m^{-2}$; $c = 0$, gdy zagęszczenie fauny skąposzczetów dennych $n < 130$ osobników $\cdot m^{-2}$.

¹ Dominujących Tubificinae (ze szczecinami włosowatymi lub bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych).

3.2. Analizy wody i osadów dennych

3.2.1. Badania właściwości fizyczno-chemicznych wody

Na wszystkich stanowiskach badań, oprócz prób biologicznych, każdorazowo pobierano wodę do analizy wybranych właściwości fizyczno-chemicznych. Ogółem pobrano: 216 prób w Kanale Gliwickim, 6 prób w Kanale Kędzierzyńskim i 324 próby w zbiornikach antropogenicznych. Bezpośrednio w terenie, za pomocą przenośnych mierników firmy Hanna Instruments, dokonywano pomiaru temperatury wody, odczynu, przewodnictwa elektrolitycznego oraz tlenu rozpuszczonego, a z użyciem krążka Secchiego określono przezroczystość wody. Pozostałe analizy wody (zawartość chlorków, siarczanów, fosforu fosforanowego, azotu amonowego, azotu azotanowego, azotu azotynowego, wapnia, magnezu, twardość ogólna, zasadowość ogólna i BZT₅) przeprowadzono w laboratorium, zgodnie z metodami opisanymi przez HERMANOWICZA i in. (1999).

Zasolenie wody określono na podstawie pomiaru przewodnictwa elektrolitycznego według formuły (DOJLIDO, 1995):

$$\text{zasolenie} = f_1 \cdot x,$$

gdzie:

- f_1 — współczynnik przeliczeniowy, $f_1 = 0,52$;
 x — przewodnictwo elektrolityczne.

Oceny jakości wody dokonano na podstawie klasyfikacji jakości wód powierzchniowych (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. — Dz.U. 2004, nr 32, poz. 284) oraz zaproponowanego przez BACHA (1984) chemicznego indeksu jakości (CI) (tabela 3), obliczanego według wzoru:

$$CI = I_1^{0,2} \cdot I_2^{0,2} \cdot I_3^{0,08} \cdot I_4^{0,1} \cdot I_5^{0,1} \cdot I_6^{0,15} \cdot I_7^{0,1} \cdot I_8^{0,07},$$

gdzie:

- I_1 — indeks jednostkowy dla BZT₅, I_2 — indeks jednostkowy dla % O₂, I_3 — indeks jednostkowy dla temperatury, I_4 — indeks jednostkowy dla fosforanów, I_5 — indeks jednostkowy dla azotanów, I_6 — indeks jednostkowy dla amoniaku, I_7 — indeks jednostkowy dla pH, I_8 — indeks jednostkowy dla przewodnictwa elektrolitycznego.

Tabela 3. Klasyfikacja jakości wód wg indeksu BACHA (1984)

Wartość indeksu Bacha	Klasa	Wartość indeksu Bacha	Klasa
> 83,0	I	27,01—44,0	III
73,01—83,0	I—II	17,01—27,0	III—IV
56,01—73,0	II	< 17,0	IV
44,01—56,0	II—III		

3.2.2. Badania osadów dennych

Na stanowiskach badań pobierano, z górnej, 10-centymetrowej warstwy, osady denne do analizy uziarnienia, określenia zawartości substancji organicznej oraz oceny stopnia zanieczyszczenia metalami ciężkimi i wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi.

Analiza uziarnienia osadów została wykonana jednorazowo, metodą sitową oraz areometryczną, w Laboratorium Wydziału Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego, a klasyfikację uziarnienia przyjęto według skali WENTHWORTH (1922).

Pozostałe analizy (zawartość materii organicznej, metali ciężkich i WWA) przeprowadzono w Zakładzie Gospodarki Wodnej i Ochrony Wód Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska PAN w Zabrze.

Zawartość substancji organicznej w osadach oznaczona została w każdym roku badań 3-krotnie (w maju, sierpniu i październiku) metodą strat, przy prażeniu w temperaturze 550°C przez 4 godziny.

Podział osadów, z uwzględnieniem zawartości materii organicznej, przyjęto za VERDONSCHOTEM (2001):

- bardzo wysoka zawartość — powyżej 10%,
- wysoka zawartość — od 4,01% do 10%,
- średnia zawartość — od 1% do 4%,
- niska zawartość — poniżej 1%.

W każdym roku badań na wszystkich stanowiskach jednorazowo wykonano analizę zawartości w osadach wybranych metali ciężkich (kadmu, ołowiu, niklu, cynku, miedzi, chromu i manganu) z podziałem na frakcję mobilną, stanowiącą potencjalne źródło zagrożenia dla organizmów, oraz trwałą. W oznaczeniu metali zastosowano sekwencyjną ekstrakcję chemiczną metodą Tessiera (TESSIER i in., 1979), w modyfikacji KERSTENA i FÖRSTNERA (1988). Analizy ilościowe metali ciężkich wykonano z użyciem spektrofotometru absorpcji atomowej (ASA — Perkin Elmer 1100 B).

W osadach obu kanałów oznaczono także metodą chromatografii gazowej, z zastosowaniem chromatografu gazowego firmy Varian model 3400, zawartość 15 wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, znajdujących się na liście U.S. EPA (acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, benzo(a)piren, indeno(1,2,3-c,d)piren, dibenzo(a,h)antracen, benzo(ghi)perylene).

Klasyfikację jakości osadów dennych przyjęto za BOJAKOWSKĄ (2001) (tabela 4).

Tabela 4. Klasyfikacja jakości osadów dennych wg BOJAKOWSKIEJ (2001)

Zanieczyszczenie	Jednostka	Klasa I	Klasa II	Klasa III	Klasa IV
Kadm	mg · kg ⁻¹	0—0,7	0,71—3,5	3,51—6,0	>6
Chrom	mg · kg ⁻¹	0—50,0	50,1—100,0	100,1—400,0	>400
Miedź	mg · kg ⁻¹	0—20,0	20,1—100,0	100,1—300,0	>300
Ołów	mg · kg ⁻¹	0—30,0	30,1—100,0	100,1—200,0	>200
Nikiel	mg · kg ⁻¹	0—16,0	16,1—40,0	40,1—50,0	>50
Cynk	mg · kg ⁻¹	0—125,0	125,1—300,0	300,0—1 000,0	>1 000
Suma WWA ₁₅	µg · kg ⁻¹	0—1 000,0	1 000,0—7 500,0	7 500,1—15 000,0	>15 000

3.3. Analizy statystyczne

W opracowaniu statystycznym wyników badań zastosowano następujące testy:

1. Test t-Studenta do oceny istotności różnic dotyczących zanieczyszczenia osadów oraz różnorodności zgrupowań skąposzczetów między stanowiskami powyżej i poniżej śluz w Kanale Gliwickim.
2. Analizę wariancji jednoczynnikowej Anova do oceny istotności różnic między średnimi wartościami indeksów biotycznych dla różnych klas jakości wody i osadów dennych Kanału Gliwickiego oraz średniej koncentracji w wodzie mineralnych form azotu i fosforu w zbiornikach antropogenicznych.
3. Analizę skupień metodą aglomeracyjną w celu klasyfikacji stanowisk na podstawie warunków środowiskowych i zgrupowań skąposzczetów oraz grupowania gatunków Oligochaeta na podstawie ich występowania w osadach o różnym stopniu zanieczyszczenia metalami ciężkimi i WWA₁₅. W testach tych jako miarę odległości zastosowano odległość euklidesową, a do grupowania powstałych skupień — metodę Warda.
4. Test chi-kwadrat do oceny istotności preferowanego przez skąposzczety uziarnienia osadów i zawartości materii organicznej.
5. Korelacje Pearsona między zawartością w osadach Kanału Gliwickiego mobilnych frakcji metali ciężkich i WWA₁₅ a zawartością materii organicznej i udziałem frakcji ilastej, między liczbą gatunków w zgrupowaniach w Kanale Gliwickim a stopniem zanieczyszczenia osadów oraz między koncentracją biogenów w wodzie zbiorników a wartościami indeksu warunków troficznych (TC).
6. Analizę dyskryminacyjną metodą krokową do oceny możliwości wykorzystania obliczonych, na podstawie skąposzczetów, indeksów biotycznych w ocenie jakości wody i osadów Kanału Gliwickiego.

Testy te wykonano, korzystając z programu statystycznego Statistica PL, wersja 7.0.

Do oceny zależności między zmiennymi środowiskowymi a występowaniem skąposzczetów w badanych środowiskach wodnych zastosowano metody ordy-

nacyjne: kanoniczną analizę korespondencji (CCA) oraz cząstkowe kanoniczne analizy korespondencji (partial CCA). Ich istotność statystyczną sprawdzano testem permutacji Monte Carlo. Przeprowadzone analizy wykonano na transformowanych $[\log(x + 1)]$ zmiennych środowiskowych i zmiennych biologicznych (tabela 5). W analizach nie uwzględniono gatunków rzadko występujących (stałość występowania poniżej 25%).

Tabela 5. Wykaz zmiennych uwzględnionych w analizach ordynacyjnych wraz z przyjętymi kodami

Zmienne	Kod zmiennej
Zmienne biologiczne	
<i>Stylaria lacustris</i> ^{a)}	<i>S.lac.</i>
<i>Dero digitata</i> ^{a)}	<i>D.dig.</i>
<i>Slavina appendiculata</i> ^{a)}	<i>S.appen.</i>
<i>Nais barbata</i> ^{a)}	<i>N.barb.</i>
<i>N. elinguis</i> ^{a)}	<i>N.elin.</i>
<i>N. simplex</i> ^{a)}	<i>N.simp.</i>
<i>N. pardalis</i> ^{a)}	<i>N.pard.</i>
<i>N. communis</i> ^{a)}	<i>N.com.</i>
<i>N. variabilis</i> ^{a)}	<i>N.var.</i>
<i>Specaria josinae</i> ^{a)}	<i>S.josi.</i>
<i>Ophidonais serpentina</i> ^{a)}	<i>O.serp.</i>
<i>Potamothrix hammoniensis</i>	<i>P.hamm.</i>
<i>P. moldaviensis</i>	<i>P.mold.</i>
<i>P. bavaricus</i>	<i>P.bav.</i>
<i>Ilyodrilus templetoni</i> ^{a)}	<i>I.temp.</i>
<i>Psammoryctides barbatus</i>	<i>P.barb.</i>
<i>P. albicola</i>	<i>P.albi.</i>
<i>Tubifex tubifex</i> ^{a)}	<i>T.tub.</i>
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	<i>L.hoff.</i>
<i>L. udekemianus</i>	<i>L.ude.</i>
<i>L. profundicola</i> ^{a)}	<i>L.prof.</i>
<i>L. claparedeanus</i>	<i>L.clap.</i>
<i>Aulodrilus plurisetia</i> ^{a)}	<i>A.pluri.</i>
<i>Stylodrilus heringianus</i> ^{a)}	<i>S.herin.</i>
<i>Lumbriculus variegatus</i>	<i>L.var.</i>
Wskaźniki biotyczne:	
— IOBS	IOBS
— liczba gatunków	l. gat.
— udział Tubificinae ze szczeciniami włosowatymi	% Tub. z
— udział Tubificinae bez szczecin włosowatych	% Tub. bez
— wskaźnik Shannona-Wienera	Ws. Shannona
— wskaźnik Pielou	Ws. Pielou
— zagęszczenie skąposzczetów	zagęsz.
Zmienne środowiskowe	
Wiosna	wiosna
Lato	lato
Jesień	jesień
Temperatura wody	temp.

cd. tab. 5

Zmienne	Kod zmiennej
pH	pH
Przezroczystość wody ^{b)}	przezr.
Procent O ₂ w wodzie	% O ₂
BZT ₅	BZT ₅
Zawartość chlorków w wodzie	Cl
Zawartość siarczanów w wodzie	SO ₄
Przewodnictwo elektrolityczne	przew. elek.
Twardość ogólna wody	tw. ogóln.
Zawartość wapnia w wodzie	Ca
Zawartość magnezu w wodzie	Mg
Zasadowość ogólna wody	zas. ogóln.
Zawartość azotu azotanowego w wodzie	N-NO ₃
Zawartość azotu azotynowego w wodzie	N-NO ₂
Zawartość azotu amonowego w wodzie	N-NH ₄
Zawartość fosforu fosforanowego w wodzie	P-PO ₄
Zawartość materii organicznej w osadach	% m. org.
Zawartość WWA ₁₅ w osadach ^{b)}	WWA ₁₅
Zawartość kadmu w osadach: ogólna, frakcja mobilna	Cd, mCd
Zawartość ołowiu w osadach: ogólna, frakcja mobilna	Pb, mPb
Zawartość cynku w osadach: ogólna, frakcja mobilna	Pb, mZn
Zawartość chromu w osadach: ogólna, frakcja mobilna	Cr, mCr
Zawartość niklu w osadach: ogólna, frakcja mobilna	Ni, mNi
Zawartość manganu w osadach: ogólna, frakcja mobilna	Mn, mMn
Zawartość miedzi w osadach: ogólna, frakcja mobilna	Cu, mCu
Procent frakcji: kamienie	kam.
Procent frakcji: żwir	żwir
Procent frakcji: bardzo gruboziarnisty i gruboziarnisty piasek	gr.p.
Procent frakcji: średnioziarnisty piasek	śr.p.
Procent frakcji: drobnoziarnisty i bardzo drobnoziarnisty piasek	dr.p.
Procent frakcji: il	il

Objasnienia: ^{a)} Gatunki skąposzczetów uwzględnione tylko w analizach ordynacyjnych dotyczących zbiorników antropogenicznych. ^{b)} Zmienne środowiskowe uwzględnione tylko w analizach dotyczących kanałów.

W celu redukcji liczby zmiennych środowiskowych do istotnych dla występowania skąposzczetów analizy CCA wykonano z zastosowaniem selekcji, w której korzystając z testu permutacji Monte Carlo sprawdzano statystyczną istotność wszystkich zmiennych. Dalsze analizy przeprowadzano, uwzględniając jedynie zmienne statystycznie istotne.

W ocenie wpływu zmiennych środowiskowych związanych tylko z osadami lub z właściwościami wody w Kanale Gliwickim przeprowadzono cząstkowe kanoniczne analizy korespondencji (partial CCA). W analizach tych wariancja zmiennych biologicznych początkowo wyjaśniana jest przez zmienne towarzyszące (*covariable*), a następnie przez pozostałe zmienne.

Analizy ordynacyjne zastosowano także do oceny zależności między zanieczyszczeniami wody i osadów a obliczonymi na podstawie skąposzczetów wskaźnikami biotycznymi.

Wszystkie analizy ordynacyjne wykonano z wykorzystaniem programu Canoco, wersja 4.5, a ich wyniki przedstawiono na wykresach ordynacyjnych wykonanych z użyciem programu CanoDraw. W diagramach przedstawiono tylko te zmienne środowiskowe, które w sposób istotny wpływają na występowanie skąposzczetów.

Autorka serdecznie dziękuje pracownikom Laboratorium Wydziału Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego oraz Zakładu Gospodarki Wodnej i Ochrony Środowiska IPIŚ PAN w Zabrzu za wykonanie analiz osadów dennych.

4. Wyniki badań

4.1. Charakterystyka siedliskowa badanych środowisk wodnych

4.1.1. Kanał Gliwicki

Wytypowane w Kanale Gliwickim stanowiska charakteryzują się wodami bardzo twardymi, o wysokim przewodnictwie elektrolitycznym, dużej koncentracji chlorków, siarczanów i biogenów, a na czterech stanowiskach (KG1a, KG1b, KG2a i KG2b) odznaczają się także znacznym obciążeniem zanieczyszczeniami organicznymi, o czym świadczą wartości BZT₅ (tabela 6).

Według klasyfikacji wód zawartej w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. (Dz.U. 2004, nr 32, poz. 284), wody Kanału Gliwickiego należą do V klasy jakości. Najwyższy stopień ich zanieczyszczenia stwierdzono na stanowiskach zlokalizowanych poniżej portu w Gliwicach. Na podstawie chemicznego indeksu jakości BACHA (1984) wody Kanału na stanowiskach powyżej i poniżej dwóch pierwszych śluz można zaklasyfikować do IV klasy, przed i za kolejnymi dwoma śluzami — do III klasy, a na pozostałych stanowiskach — do III—IV klasy (ryc. 3).

Na większości stanowisk wyznaczonych powyżej śluz przeważają osady drobnoziarniste. Natomiast na stanowiskach poniżej śluz z reguły duży udział mają frakcje gruboziarniste, z wyjątkiem stanowiska KG1b, na którym w osadach przeważa il (ryc. 4).

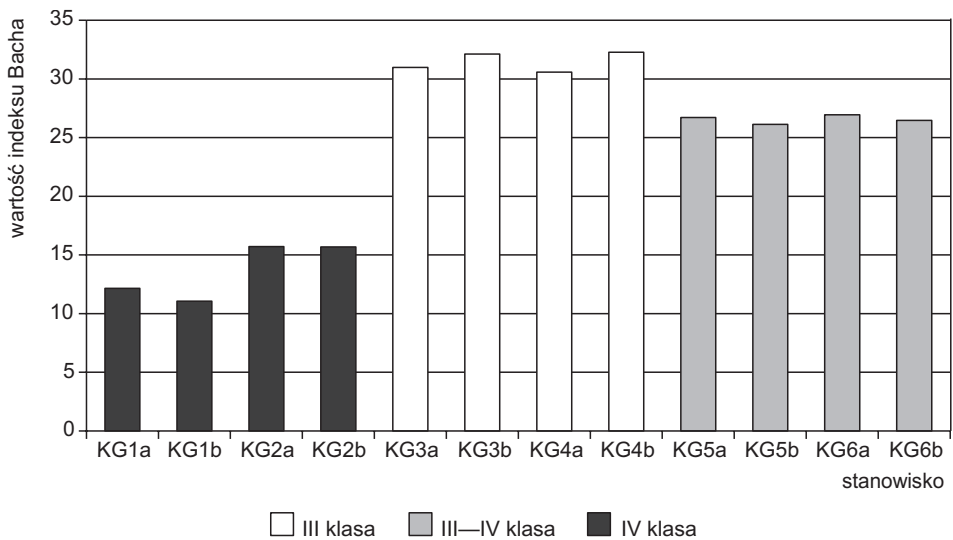
Zawartość materii organicznej w osadach jest różna: od niskiej w gruboziarnistych osadach (stanowisko KG6b) do bardzo wysokiej w osadach drobnoziarnistych (ryc. 5).

Wytypowane stanowiska charakteryzują się różnym zanieczyszczeniem osadów metalami ciężkimi i wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi. Bardzo zanieczyszczone są osady na stanowiskach zlokalizowanych poniżej

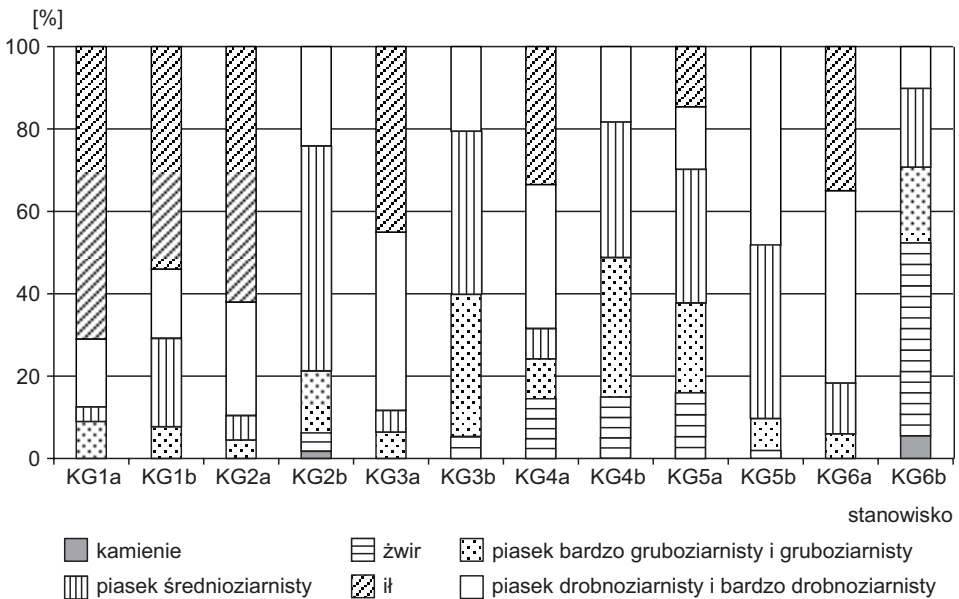
Tabela 6. Właściwości fizyczno-chemiczne wody i charakterystyka osadów dennych na stanowiskach badań w Kanale Gliwickim ($\bar{x} \pm SD$)

Parametr	Jednostka	<i>n</i>	KG1a	KG1b	KG2a	KG2b	KG3a	KG3b	KG4a	KG4b	KG5a	KG5b	KG6a	KG6b
Woda														
Temperatura	°C	18	14,9 ±4,8	15,2 ±4,8	15,4 ±4,7	15,4 ±4,7	15,5 ±5,0	15,4 ±4,9	15,8 ±4,3	15,8 ±4,3	15,9 ±4,4	15,7 ±4,2	15,7 ±4,2	15,8 ±4,2
Natlenienie	%	18	30,0 ±6,7	18,6 ±4,0	37,3 ±7,2	35,6 ±9,4	69,4 ±8,2	70,5 ±7,9	68,2 ±11,0	67,1 ±15,2	58,0 ±10,0	52,7 ±11,0	56,6 ±7,2	58,3 ±7,8
BZT ₅	mg · dm ⁻³	18	15,9 ±2,1	19,5 ±1,4	13,2 ±1,4	13,4 ±1,4	5,0 ±0,9	4,9 ±1,0	4,9 ±1,2	5,4 ±1,4	6,2 ±0,9	6,4 ±1,2	6,1 ±0,2	6,2 ±0,2
Przezroczystość	m	18	0,2 ±0,1	0,9 ±0,1	0,9 ±0,2	0,9 ±0,2	0,9 ±0,2	0,9 ±0,2	0,9 ±0,2	0,9 ±0,2	1,0 ±0,3	1,0 ±0,2	1,1 ±0,3	1,1 ±0,3
pH		18	7,8 ±0,4	7,9 ±0,5	7,9 ±0,3	7,8 ±0,3	7,7 ±0,3	7,8 ±0,3	7,7 ±0,4	7,8 ±0,4	7,8 ±0,4	7,8 ±0,2	7,7 ±0,2	7,8 ±0,5
Chlorki	mg · dm ⁻³	18	1 221,4 ±103,3	933,2 ±167,8	762,4 ±95,7	800,5 ±95,7	906,3 ±49,6	906,0 ±52,5	916,5 ±67,3	927,5 ±66,7	890,9 ±54,1	893,5 ±67,4	882,5 ±71,6	879,6 ±73,1
Siarczany	mg · dm ⁻³	18	430,5 ±37,9	344,1 ±51,6	308,4 ±33,8	313,5 ±33,8	340,6 ±23,3	352,9 ±32,7	344,7 ±21,8	345,8 ±23,5	327,9 ±17,0	330,1 ±21,9	328,1 ±20,7	327,5 ±19,4
Przewodnictwo elektrolityczne	µS · cm ⁻¹	18	4 641,5 ±320,7	3 571,5 ±593,5	3 144,6 ±326,8	3 127,1 ±326,8	3 449,2 ±196,6	3 450,9 ±229,3	3 487,9 ±245,3	3 480,7 ±209,9	3 377,7 ±123,5	3 393,6 ±209,3	3 358,9 ±258,9	3 260,7 ±191,1
Zasolenie	‰	18	2,4 ±0,2	1,9 ±0,3	1,6 ±0,2	1,6 ±0,2	1,8 ±0,1	1,8 ±0,2	1,8 ±0,1	1,8 ±0,1	1,8 ±0,1	1,8 ±0,3	1,7 ±0,1	1,7 ±0,1
Twardość ogólna	°n	18	39,4 ±1,5	36,4 ±5,6	29,6 ±2,3	30,5 ±2,5	32,7 ±1,0	33,4 ±1,0	32,6 ±1,4	32,6 ±1,4	31,1 ±1,3	31,7 ±1,3	31,2 ±1,3	31,5 ±1,2
Wapń	mg · dm ⁻³	18	144,3 ±3,8	136,0 ±13,3	123,0 ±9,3	125,4 ±9,3	129,1 ±8,8	136,1 ±8,3	129,3 ±6,7	129,2 ±6,8	124,3 ±6,1	125,7 ±7,3	123,7 ±6,0	125,1 ±5,9
Magnez	mg · dm ⁻³	18	83,2 ±4,4	75,4 ±16,3	54,0 ±6,4	56,5 ±6,4	63,6 ±1,4	62,4 ±1,0	63,0 ±2,4	63,3 ± 2,3	59,6 ±2,0	61,3 ±2,0	60,0 ±2,1	60,8 ±2,1
Zasadowość ogólna	mval · dm ⁻³	18	4,7 ±0,1	4,5 ±0,3	4,3 ±0,5	4,3 ±0,5	4,3 ±0,2	4,3 ±0,2	4,2 ±0,1	4,2 ±0,1	4,1 ±0,1	4,1 ±0,1	4,0 ±0,1	4,0 ±0,1
N-NH ₄	mg · dm ⁻³	18	5,7 ±0,6	6,4 ±0,9	5,3 ±1,3	5,3 ±1,3	4,8 ±0,6	5,0 ±0,6	5,0 ±0,4	5,1 ±0,6	4,6 ±0,4	4,6 ±0,3	4,2 ±0,2	4,1 ±0,2
N-NO ₃	mg · dm ⁻³	18	4,9 ±0,4	3,9 ±0,4	4,3 ±0,4	4,4 ±0,4	4,8 ±0,3	5,0 ±0,4	5,1 ±0,5	5,5 ±0,4	5,3 ±0,7	5,4 ±0,8	5,8 ±0,3	5,9 ±0,5
N-NO ₂	mg · dm ⁻³	18	0,3 ±0,1	0,3 ±0,05	0,2 ±0,1	0,2 ±0,07	0,2 ±0,1	0,3 ±0,06	0,2 ±0,1	0,2 ±0,05	0,2 ±0,04	0,2 ±0,04	0,2 ±0,05	0,2 ±0,05
P-PO ₄	mg · dm ⁻³	18	0,5 ±0,1	0,7 ±0,3	0,5 ±0,2	0,6 ±0,2	0,5 ±0,2	0,4 ±0,2	0,4 ±0,1	0,5 ±0,1	0,5 ±0,1	0,5 ±0,2	0,5 ±0,1	0,5 ±0,3
Osady denne														
Pb ogólny	mg · kg ⁻¹	3	482,0 ±122,0	462,7 ±83,1	256,4 ±94,6	92,4 ±21,5	271,5 ±81,0	55,8 ±32,6	198,8 ±71,1	153,5 ±63,4	192,0 ±61,0	85,9 ±31,4	72,2 ±11,2	3,9 ±0,9
Pb frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	3	184,7 ±89,0	137,0 ±44,3	121,5 ±61,3	26,3 ±13,1	84,0 ±31,5	24,3 ±11,9	69,8 ±41,9	46,5 ±21,4	54,2 ±24,8	21,9 ±7,8	26,0 ±4,5	0,2 ±0,1
Ni ogólny	mg · kg ⁻¹	3	98,2 ±46,0	90,4 ±30,6	82,9 ±41,0	12,1 ±7,1	49,7 ±23,5	2,6 ±0,8	74,9 ±33,1	5,4 ±1,3	51,0 ±28,5	26,3 ±8,6	22,7 ±7,0	2,9 ±0,7
Ni frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	3	20,5 ±8,1	13,5 ±2,9	15,9 ±6,1	6,1 ±2,4	7,6 ±3,5	0,7 ±0,3	11,5 ±3,2	0,8 ±0,4	10,0 ±5,3	7,0 ±1,9	7,8 ±2,6	0,5 ±0,2
Cu ogólny	mg · kg ⁻¹	3	741,3 ±271,0	741,3 ±92,3	693,3 ±154,5	54,2 ±19,8	757,6 ±212,6	31,8 ±15,2	571,4 ±195,5	31,0 ±10,5	197,7 ±42,5	118,7 ±50,4	86,7 ±18,2	2,5 ±0,8
Cu frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	3	46,2 ±18,1	46,2 ±13,2	15,2 ±4,6	3,2 ±1,2	20,7 ±12,7	3,9 ±1,4	52,6 ±21,6	3,3 ±1,3	14,6 ±2,6	9,1 ±3,6	7,8 ±4,3	0,2 ±0,1
Mn ogólny	mg · kg ⁻¹	3	1 381,9 ±293,1	1 112,7 ±323,7	828,5 ±310,2	215,0 ±101,9	1 084,0 ±233,1	252,3 ±62,9	651,2 ±157,9	322,0 ±82,6	648,7 ±111,2	448,0 ±91,7	447,3 ±83,1	22,7 ±9,0
Mn frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	3	589,5 ±190,2	402,9 ±64,2	301,5 ±110,3	103,5 ±46,6	467,7 ±158,2	109,2 ±36,4	139,2 ±97,10	132,6 ±42,6	227,8 ±89,3	78,1 ±34,8	119,2 ±33,7	6,3 ±2,4
Cd ogólny	mg · kg ⁻¹	3	24,1 ±11,2	12,7 ±4,6	18,9 ±8,2	1,1 ±0,5	13,3 ±4,6	1,3 ±0,7	9,4 ±3,4	1,0 ±0,4	9,1 ±4,2	5,0 ±1,1	3,2 ±1,3	0,3 ±0,1
Cd frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	3	9,6 ±4,6	4,4 ±1,2	7,8 ±3,3	0,4 ±0,2	8,3 ±3,7	0,3 ±0,1	5,4 ±2,5	0,2 ±0,1	3,2 ±1,7	3,1 ±1,4	1,8 ±0,9	0,1 ±0,05
Zn ogólny	mg · kg ⁻¹	3	2 372,3 ±473,6	1 606,7 ±311,5	1 360,0 ±361,5	162,3 ±61,9	1 514,8 ±372,6	80,8 ±24,8	1 672,0 ±312,7	116,0 ±31,0	852,0 ±272,7	519,7 ±65,5	671,7 ±92,9	23,8 ±10,5
Zn frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	3	639,3 ±193,8	319,7 ±56,5	273,9 ±91,6	50,0 ±19,9	408,8 ±192,7	37,0 ±16,5	329,4 ±112,8	61,6 ±19,7	185,7 ±62,8	40,5 ±22,7	364,2 ±72,1	14,1 ±5,1
Cr ogólny	mg · kg ⁻¹	3	442,0 ±113,0	324,7 ±61,2	276,2 ±93,8	19,7 ±3,7	219,9 ±100,6	18,2 ±5,7	261,6 ±81,0	17,9 ±4,5	154,0 ±42,0	62,0 ±11,0	45,0 ±25,4	1,1 ±0,3
Cr frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	3	57,5 ±33,1	50,5 ±19,8	32,2 ±13,9	8,1 ±3,9	25,8 ±18,7	3,5 ±1,7	16,2 ±8,1	3,1 ±1,2	22,7 ±12,1	6,9 ±2,4	5,9 ±4,5	0,2 ±0,1
WWA ₁₅	µg · kg ⁻¹	3	26 941,2 ±2049,5	22 039,9 ±1796,3	15 318,8 ±1379,2	1 348,8 ±209,0	10 252,9 ±1899,2	2 167,8 ±357,8	7 537,1 ±372,9	3 239,5 ±294,7	1 469,6 ±166,1	1 258,1 ±81,6	183,3 ±30,6	184,9 ±45,3
Materia organiczna	%	9	48,6 ±1,9	42,0 ±5,3	30,7 ±3,0	2,6 ±0,6	24,1 ±3,9	2,9 ±0,9	21,7 ±8,7	2,5 ±0,6	13,0 ±5,0	6,3 ±1,9	8,4 ±4,9	0,6 ±0,4
Frakcje uziarnienia:														
— kamienie	%	1	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,5
— żwir	%	1	0,0	0,0	0,0	4,4	0,0	5,4	14,4	14,9	16,0	1,9	0,0	46,8
— piasek bardzo gruboziarnisty i gruboziarnisty	%	1	9,0	7,7	4,5	15,1	6,4	34,4	9,8	33,8	21,7	7,8	6,0	18,4
— piasek średnioziarnisty	%	1	3,5	21,5	6,0	54,7	5,3	39,6	7,4	33,0	32,5	42,0	12,3	19,1
— piasek drobnoziarnisty i bardzo drobnoziarnisty	%	1	16,5	16,8	27,5	24,1	43,3	20,6	34,9	18,3	15,2	48,3	46,7	10,2
— il	%	1	71,0	54,0	62,0	0,0	45,0	0,0	33,5	0,0	14,6	0,0	35,0	0,0

Objaśnienia: *n* — liczba prób, \bar{x} — średnia, ±SD — odchylenie standardowe.

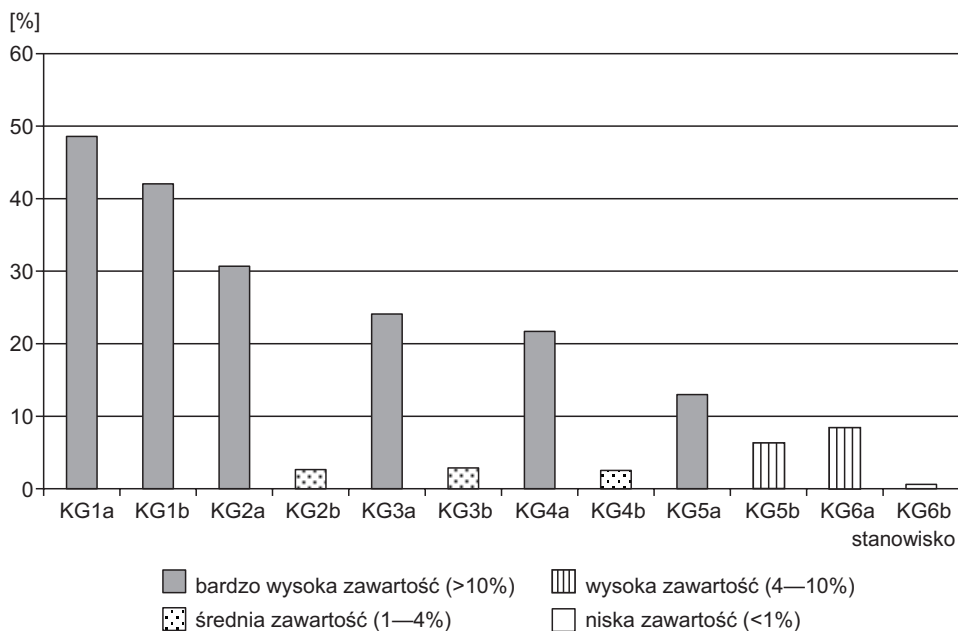


Ryc. 3. Ocena jakości wody na stanowiskach badań w Kanale Gliwickim (na podstawie indeksu BACHA, 1984)



Ryc. 4. Struktura granulometryczna osadów dennych na stanowiskach w Kanale Gliwickim (wg skali WENTHWORTH, 1922)

portu w Gliwicach (stanowiska: KG1a, KG1b, KG2a). Na kolejnych stanowiskach stopień zanieczyszczenia osadów jest niższy, ale tylko na jednym, poniżej ostatniej śluzy w Kanale (stanowisko KG6b), zawartość metali ciężkich i WWA_{15} w osadach jest mała, co pozwala zaklasyfikować je do I klasy jakości (tabela 7).



Ryc. 5. Średnia zawartość materii organicznej w osadach dennych na stanowiskach w Kanale Gliwickim (wg klasyfikacji VERDONSCHOTA, 2001)

Tabela 7. Klasyfikacja jakości osadów na stanowiskach badań w Kanale Gliwickim (wg BOJAKOWSKIEJ, 2001)

Stano-wisko	Cd [mg · kg ⁻¹]	Ni [mg · kg ⁻¹]	Pb [mg · kg ⁻¹]	Cu [mg · kg ⁻¹]	Zn [mg · kg ⁻¹]	Cr [mg · kg ⁻¹]	Mn ^{a)} [mg · kg ⁻¹]	WWA ₁₅ [μg · kg ⁻¹]
KG1a	24,1 ^{IV}	98,2 ^{IV}	482,0 ^{IV}	926,7 ^{IV}	2 372,3 ^{IV}	442,0 ^{IV}	1 381,9	26 941,2 ^{IV}
KG1b	12,7 ^{IV}	90,4 ^{IV}	462,7 ^{IV}	741,3 ^{IV}	1 606,7 ^{IV}	324,7 ^{III}	1 112,7	22 039,9 ^{IV}
KG2a	18,9 ^{IV}	82,9 ^{IV}	256,4 ^{IV}	693,3 ^{IV}	1 360,0 ^{IV}	276,2 ^{III}	828,5	15 318,8 ^{IV}
KG2b	1,1 ^{II}	12,1 ^I	92,4 ^I	54,2 ^{II}	162,3 ^{II}	19,7 ^I	215,0	1 348,8 ^{II}
KG3a	13,3 ^{IV}	49,7 ^{III}	271,5 ^{IV}	757,6 ^{IV}	1 514,8 ^{IV}	219,9 ^{III}	1 084,0	10 252,9 ^{III}
KG3b	1,3 ^{II}	2,6 ^I	55,8 ^{II}	31,8 ^{II}	80,8 ^I	18,2 ^I	252,3	2 167,8 ^{II}
KG4a	9,4 ^{IV}	74,9 ^{IV}	198,8 ^{III}	571,4 ^{IV}	1 672,0 ^{IV}	261,6 ^{III}	651,2	7 537,1 ^{III}
KG4b	1,0 ^{II}	5,4 ^I	153,5 ^{III}	31,0 ^{II}	116,0 ^I	17,9 ^I	322,0	3 239,5 ^{II}
KG5a	9,1 ^{IV}	51,0 ^{IV}	192,0 ^{III}	197,7 ^{III}	852,0 ^{III}	154,0 ^{III}	648,7	1 469,6 ^{II}
KG5b	5,0 ^{III}	26,3 ^{II}	85,9 ^{II}	118,7 ^{III}	519,7 ^{III}	62,0 ^{II}	448,0	1 258,1 ^{II}
KG6a	3,2 ^{II}	22,7 ^{II}	72,2 ^{II}	86,7 ^{II}	671,7 ^{III}	45,0 ^I	447,3	183,3 ^I
KG6b	0,3 ^I	2,9 ^I	3,9 ^I	2,5 ^I	23,8 ^I	1,1 ^I	22,7	184,9 ^I

O b j a ś n i e n i a : ^{a)} Metal nieuwzględniony w klasyfikacji BOJAKOWSKIEJ (2001). Klasy zanieczyszczenia: ^I — osady nie-zanieczyszczone, ^{II} — osady miernie zanieczyszczone, ^{III} — osady średnio zanieczyszczone, ^{IV} — osady bardzo zanieczyszcz-czone.

Na tle ogólnej tendencji zmniejszania się zanieczyszczenia osadów wzdłuż Kanału od portu w Gliwicach do portu w Kędzierzynie-Koźlu stwierdzono, że na stanowiskach powyżej kolejnych śluz zanieczyszczenie osadów było w więk-szości przypadków istotnie statystycznie wyższe niż poniżej śluz (tabela 8). Wy-

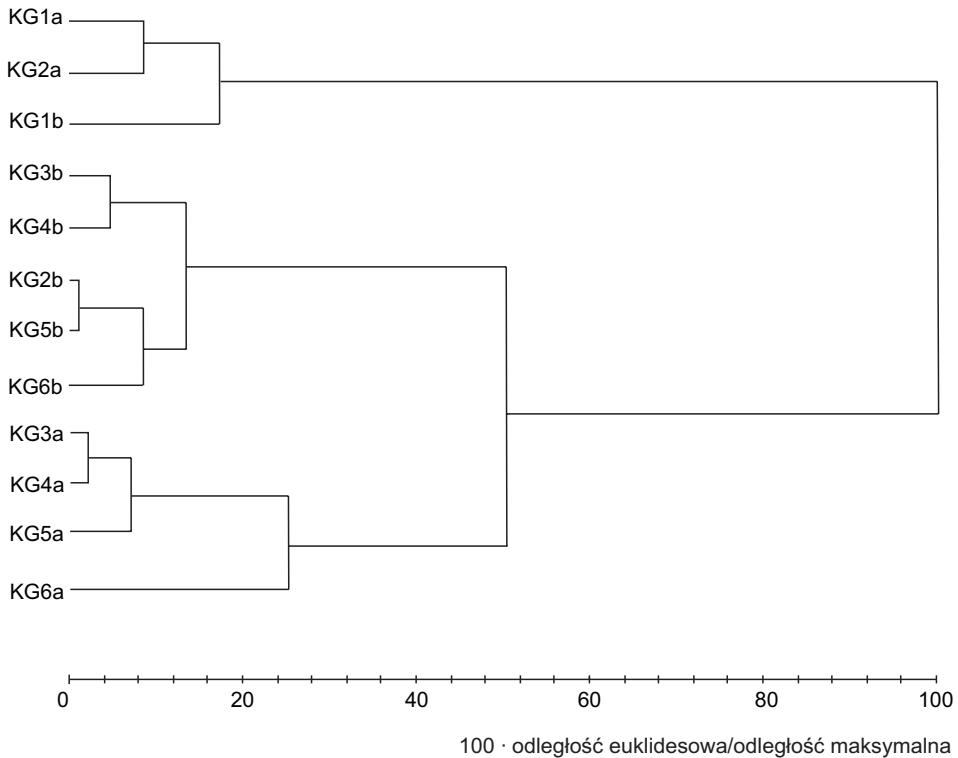
Tabela 8. Wyniki testu t-Studenta dotyczące jakości osadów na stanowiskach powyżej i poniżej każdej śluzy w Kanale Gliwickim

Stanowiska	Procent materii organicznej <i>df</i> = 16	Ni	Pb	Cu	Mn	Cd	Zn	Cr	WWA ₁₅
		<i>df</i> = 4							
KG1a i KG1b	5,1***	11,2***	9,2***	126,7***	95,1***	28,0***	109,6***	17,8***	3,1***
KG2a i KG2b	27,1***	121,5***	60,4***	245,0***	104,2***	128,0***	849,0***	113,9***	17,3***
KG3a i KG3b	16,3***	135,6***	133,4***	486,9***	447,5***	36,9***	952,8***	476,5***	7,2***
KG4a i KG4b	20,9***	39,0***	21,5***	593,2***	9,8***	40,9***	952,9***	367,9***	15,7***
KG5a i KG5b	14,4***	54,3***	102,6***	53,4***	167,0***	39,8***	94,2***	71,3***	2,0
KG6a i KG6b	23,1***	33,3***	102,0***	121,5***	227,5***	20,1***	383,0***	179,7***	0,1

Objaśnienie: *** *p* < 0,001.

niki te wskazują na rolę, jaką odgrywają budowle hydrotechniczne, takie jak śluzy, w kształtowaniu struktury oraz jakości osadów dennych.

Wykonana, na podstawie właściwości wody i osadów dennych, analiza skupień metodą aglomeracyjną wykazała wyraźną odrębność stanowisk wytyczonych w początkowym odcinku Kanału (stanowiska: KG1a, KG1b i KG2a) oraz większe podobieństwo warunków środowiskowych panujących na stanowiskach wyznaczonych powyżej oraz poniżej śluz (ryc. 6).



Ryc. 6. Diagram podobieństw siedliskowych między stanowiskami badań w Kanale Gliwickim

4.1.2. Kanał Kędzierzyński

Wyznaczone w Kanale Kędzierzyńskim stanowisko charakteryzuje się wodami bardzo twardymi, o dużej koncentracji chlorków, siarczanów, związków azotu i fosforu (tabela 9). Na podstawie chemicznego indeksu jakości Bacha wody te można zaliczyć do III—IV klasy jakości.

Dno pokrywają osady ubogie w materię organiczną, z przewagą piasku bardzo gruboziarnistego i gruboziarnistego oraz średnioziarnistego (tabela 9). Są one w niewielkim stopniu zanieczyszczone metalami ciężkimi oraz wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi. Udział frakcji mobilnych poszczególnych metali jest różny, szczególnie wysoki cynku (tabela 9).

Tabela 9. Właściwości fizyczno-chemiczne wody i charakterystyka osadów dennych na stanowisku badań w Kanale Kędzierzyńskim (średnia z odchyleniem standardowym)

Parametr	Jednostka	<i>n</i>	$\bar{x} \pm SD$
Woda			
Temperatura	°C	6	15,6 ±4,6
Natlenienie	%	6	51,8 ±10,3
BZT ₅	mg · dm ⁻³	6	6,7 ±0,5
Przezroczystość	m	6	0,8 ±0,2
pH		6	8,1 ±0,5
Chlorki	mg · dm ⁻³	6	924,3 ±43,0
Siarczany	mg · dm ⁻³	6	344,5 ±30,5
Przewodnictwo elektrolityczne	μS · cm ⁻¹	6	3 485,0 ±139,4
Zasolenie	‰	6	1,8 ±0,1
Twardość ogólna	°n	6	29,1 ±1,8
Wapń	mg · dm ⁻³	6	118,8 ±9,4
Magnez	mg · dm ⁻³	6	54,0 ±4,4
Zasadowość ogólna	mval · dm ⁻³	6	2,5 ±0,2
N-NH ₄	mg · dm ⁻³	6	5,4 ±1,3
N-NO ₃	mg · dm ⁻³	6	5,1 ±3,8
N-NO ₂	mg · dm ⁻³	6	1,7 ±0,9
P-PO ₄	mg · dm ⁻³	6	0,4 ±0,2
Osady dennie			
Pb ogólny	mg · kg ⁻¹	1	9,5
Pb frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	1	1,5
Ni ogólny	mg · kg ⁻¹	1	4,0
Ni frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	1	1,0
Cu ogólny	mg · kg ⁻¹	1	6,5
Cu frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	1	0,2
Mn ogólny	mg · kg ⁻¹	1	4,5
Mn frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	1	0,8
Cd ogólny	mg · kg ⁻¹	1	0,6
Cd frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	1	0,2
Zn ogólny	mg · kg ⁻¹	1	28,5
Zn frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	1	17,5
Cr ogólny	mg · kg ⁻¹	1	4,5

cd. tab. 9

Parametr	Jednostka	<i>n</i>	$\bar{x} \pm SD$
Cr frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	1	1,0
WWA ₁₅	µg · kg ⁻¹	1	4 143,8
Materia organiczna	%	3	0,6 ±0,2
Frakcje uziarnienia:			
— kamienie	%	1	6,8
— żwir	%	1	23,0
— piasek bardzo gruboziarnisty i gruboziarnisty	%	1	27,5
— piasek średnioziarnisty	%	1	32,7
— piasek drobnoziarnisty i bardzo drobnoziarnisty	%	1	10,0
— il	%	1	0,0

O b j a ś n i e n i a: *n* — liczba prób, \bar{x} — średnia, $\pm SD$ — odchylenie standardowe.

4.1.3. Zbiorniki antropogeniczne

4.1.3.1. Dzierżno Duże

Wyznaczone stanowiska charakteryzują się wodami bardzo twardymi, o wysokim przewodnictwie elektrolitycznym, dużej zawartości mineralnych form azotu i fosforu oraz o dużym obciążeniu zanieczyszczeniami organicznymi (tabela 10).

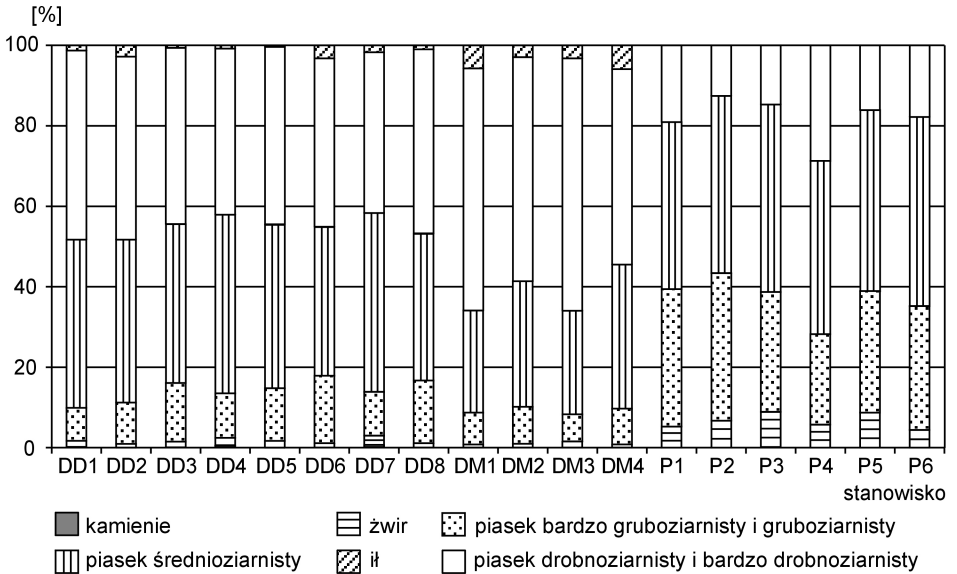
Tabela 10. Właściwości fizyczno-chemiczne wody i charakterystyka osadów dennych w zbiorniku Dzierżno Duże (średnia z odchyleniem standardowym)

Parametr	Jednostka	<i>n</i>	\bar{x}	$\pm SD$
Woda				
Temperatura	°C	144	13,2	3,69
Natlenienie	%	144	52,3	9,49
BZT ₅	mg · dm ⁻³	144	14,2	1,43
pH		144	7,5	0,26
Chlorki	mg · dm ⁻³	144	1 093,8	110,97
Siarczany	mg · dm ⁻³	144	399,1	21,14
Przewodnictwo elektrolityczne	µS · cm ⁻¹	144	4 014,7	180,90
Twardość ogólna	°n	144	30,0	1,71
Wapń	mg · dm ⁻³	144	134,4	9,06
Magnez	mg · dm ⁻³	144	48,4	4,35
Zasadowość ogólna	mval · dm ⁻³	144	3,7	0,34
N-NH ₄	mg · dm ⁻³	144	3,9	1,13
N-NO ₃	mg · dm ⁻³	144	6,0	1,88
N-NO ₂	mg · dm ⁻³	144	0,1	0,04
P-PO ₄	mg · dm ⁻³	144	1,2	0,41

cd. tab. 10

Parametr	Jednostka	n	\bar{x}	$\pm SD$
Osady dennie				
Pb ogólny	mg · kg ⁻¹	16	132,2	12,5
Pb frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	16	33,8	7,2
Ni ogólny	mg · kg ⁻¹	16	40,7	3,4
Ni frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	16	9,4	1,7
Cu ogólny	mg · kg ⁻¹	16	107,1	22,9
Cu frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	16	10,7	2,6
Mn ogólny	mg · kg ⁻¹	16	676,3	57,6
Mn frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	16	249,9	34,4
Cd ogólny	mg · kg ⁻¹	16	8,8	1,9
Cd frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	16	3,7	1,0
Zn ogólny	mg · kg ⁻¹	16	641,3	103,0
Zn frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	16	211,6	65,5
Cr ogólny	mg · kg ⁻¹	16	55,3	9,3
Cr frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	16	9,0	2,3
Materia organiczna	%	48	7,3	2,4
Fracje uziarnienia:				
— kamienie	%	8	0,1	0,2
— żwir	%	8	1,6	0,5
— piasek bardzo gruboziarnisty i gruboziarnisty	%	8	12,4	3,0
— piasek średnioziarnisty	%	8	40,7	3,0
— piasek drobnoziarnisty i bardzo drobnoziarnisty	%	8	43,7	2,4
— il	%	8	1,5	1,0

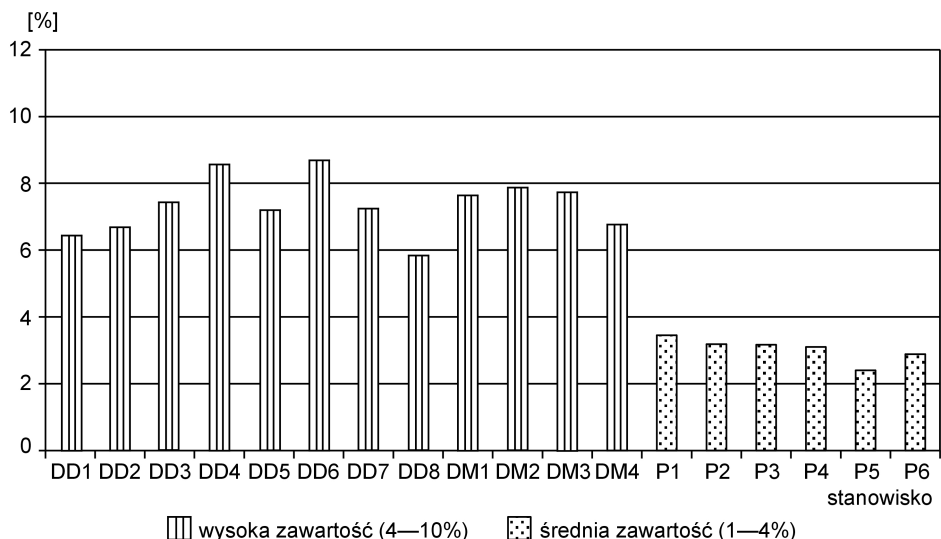
Objaśnienia: n — liczba prób, \bar{x} — średnia, $\pm SD$ — odchylenie standardowe.



Ryc. 7. Struktura granulometryczna osadów dennych na stanowiskach w badanych zbiornikach (wg skali WENTHWORTH, 1922)

Dno pokrywają osady piaszczyste, w których przeważają frakcje piasku średnioziarnistego oraz drobnoziarnistego i bardzo drobnoziarnistego (ryc. 7). Zawartość materii organicznej w osadach dennych jest wysoka i na poszczególnych stanowiskach wynosi od 5,8% (stanowisko DD8) do 8,7% (stanowisko DD6) (ryc. 8).

Osady dennie są zanieczyszczone w wysokim stopniu kadmem, średnio niklem, ołowiem, miedzią i cynkiem, a nieznacznie chromem (tabela 11).



Ryc. 8. Zawartość materii organicznej w osadach dennych na stanowiskach w badanych zbiornikach (wg klasyfikacji VERDONSCHOTA, 2001)

Tabela 11. Średnia zawartość metali ciężkich w osadach dennych badanych zbiorników antropogenicznych [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]

Zbiornik	<i>n</i>	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	Cr	Mn ^{a)}
Dzierżno Duże	16	8,8 ^{IV}	40,7 ^{III}	132,2 ^{III}	107,1 ^{III}	641,3 ^{III}	55,3 ^{II}	676,3
Dzierżno Małe	8	3,2 ^{II}	21,4 ^{II}	90,8 ^{II}	25,8 ^{II}	244,8 ^{II}	25,0 ^I	331,9
Pławniowice	12	3,1 ^{II}	21,9 ^{II}	92,0 ^{II}	32,7 ^{II}	264,2 ^{II}	33,5 ^I	348,0

Objaśnienia: *n* — liczba prób w poszczególnych zbiornikach; ^{a)} Metal nieuwzględniony w klasyfikacji BOJAKOWSKIEJ (2001). Klasy zanieczyszczenia: ^I — osady niezanieczyszczone, ^{II} — osady miernie zanieczyszczone, ^{III} — osady średnio zanieczyszczone, ^{IV} — osady bardzo zanieczyszczone.

4.1.3.2. Dzierżno Małe

Wytypowane stanowiska charakteryzują się wodami twardymi o dużej koncentracji mineralnych form azotu i fosforu oraz o znacznym obciążeniu zanieczyszczeniami organicznymi (tabela 12).

W osadach przeważa piasek drobnoziarnisty i bardzo drobnoziarnisty (od 44,6% udziału frakcji na stanowisku DM4 do 62,8% na stanowisku DM3)

Tabela 12. Właściwości fizyczno-chemiczne wody i charakterystyka osadów dennych w zbiorniku Dzierżno Małe (średnia z odchyleniem standardowym)

Parametr	Jednostka	<i>n</i>	\bar{x}	$\pm SD$
Woda				
Temperatura	°C	72	12,6	3,41
Natlenienie	%	72	57,4	14,07
BZT ₅	mg · dm ⁻³	72	10,2	1,75
pH		72	7,5	0,26
Chlorki	mg · dm ⁻³	72	69,7	11,97
Siarczany	mg · dm ⁻³	72	119,0	14,74
Przewodnictwo elektrolityczne	μS · cm ⁻¹	72	696,7	76,41
Twardość ogólna	°n	72	12,6	1,27
Wapń	mg · dm ⁻³	72	74,8	7,31
Magnez	mg · dm ⁻³	72	9,1	4,40
Zasadowość ogólna	mval · dm ⁻³	72	3,4	0,42
N-NH ₄	mg · dm ⁻³	72	3,1	0,84
N-NO ₃	mg · dm ⁻³	72	5,3	1,10
N-NO ₂	mg · dm ⁻³	72	0,1	0,03
P-PO ₄	mg · dm ⁻³	72	0,3	0,14
Osady dennie				
Pb ogólny	mg · kg ⁻¹	8	90,8	5,1
Pb frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	8	23,1	3,6
Ni ogólny	mg · kg ⁻¹	8	21,4	2,8
Ni frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	8	4,9	0,8
Cu ogólny	mg · kg ⁻¹	8	25,8	5,5
Cu frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	8	3,0	1,5
Mn ogólny	mg · kg ⁻¹	8	331,9	29,4
Mn frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	8	126,9	18,4
Cd ogólny	mg · kg ⁻¹	8	3,2	0,2
Cd frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	8	1,1	0,2
Zn ogólny	mg · kg ⁻¹	8	244,8	17,0
Zn frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	8	82,0	17,1
Cr ogólny	mg · kg ⁻¹	8	25,0	1,9
Cr frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	8	4,2	0,7
Materia organiczna	%	24	7,5	2,6
Fracje uziarnienia:				
— kamienie	%	4	0,0	0,0
— żwir	%	4	1,0	0,3
— piasek bardzo gruboziarnisty i gruboziarnisty	%	4	8,1	1,1
— piasek średnioziarnisty	%	4	29,2	4,2
— piasek drobnoziarnisty i bardzo drobnoziarnisty	%	4	56,0	8,0
— il	%	4	4,4	1,6

Objaśnienia: *n* — liczba prób, \bar{x} — średnia, $\pm SD$ — odchylenie standardowe.

(ryc. 7). Na wyznaczonych stanowiskach zawartość materii organicznej w osadach jest wysoka i wynosi od 6,8% (stanowisko DM4) do 7,9% (stanowisko DM2) (ryc. 8). Osady są miernie zanieczyszczone kadmem, niklem, ołowiem, cynkiem i miedzią (tabela 11).

4.1.3.3. Pławniowice

Wody zbiornika na wyznaczonych stanowiskach badań są twarde i charakteryzują się niewielką zawartością biogenów (tabela 13).

Tabela 13. Właściwości fizyczno-chemiczne wody i charakterystyka osadów dennych w zbiorniku Pławniowice (średnia z odchyleniem standardowym)

Parametr	Jednostka	<i>n</i>	\bar{x}	$\pm SD$
Woda				
Temperatura	°C	108	12,8	4,43
Natlenienie	%	108	74,6	8,67
BZT ₅	mg · dm ⁻³	108	4,5	0,75
pH		108	7,5	0,34
Chlorki	mg · dm ⁻³	108	44,4	15,99
Siarczany	mg · dm ⁻³	108	72,1	14,60
Przewodnictwo elektrolityczne	μS · cm ⁻¹	108	613,8	84,68
Twardość ogólna	°n	108	14,6	1,03
Wapń	mg · dm ⁻³	108	86,3	5,96
Magnez	mg · dm ⁻³	108	10,8	4,15
Zasadowość ogólna	mval · dm ⁻³	108	3,1	0,66
N-NH ₄	mg · dm ⁻³	108	0,5	0,23
N-NO ₃	mg · dm ⁻³	108	2,8	1,02
N-NO ₂	mg · dm ⁻³	108	0,04	0,02
P-PO ₄	mg · dm ⁻³	108	0,13	0,05
Osady dennie				
Pb ogólny	mg · kg ⁻¹	12	92,0	5,0
Pb frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	12	24,5	5,3
Ni ogólny	mg · kg ⁻¹	12	21,9	2,2
Ni frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	12	5,3	0,7
Cu ogólny	mg · kg ⁻¹	12	32,7	7,0
Cu frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	12	3,0	0,8
Mn ogólny	mg · kg ⁻¹	12	348,0	30,0
Mn frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	12	134,8	22,4
Cd ogólny	mg · kg ⁻¹	12	3,1	0,3
Cd frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	12	1,3	0,2
Zn ogólny	mg · kg ⁻¹	12	264,2	21,1
Zn frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	12	83,2	24,6
Cr ogólny	mg · kg ⁻¹	12	33,5	2,48
Cr frakcja mobilna	mg · kg ⁻¹	12	5,4	2,04
Materia organiczna	%	36	3,0	1,0
Frakcje uziarnienia:				
— kamienie	%	6	0,0	0,0
— żwir	%	6	6,6	1,9
— piasek bardzo gruboziarnisty i gruboziarnisty	%	6	30,6	4,8
— piasek średnioziarnisty	%	6	44,6	2,1
— piasek drobnoziarnisty i bardzo drobnoziarnisty	%	6	18,2	5,7
— il	%	6	0,0	0,0

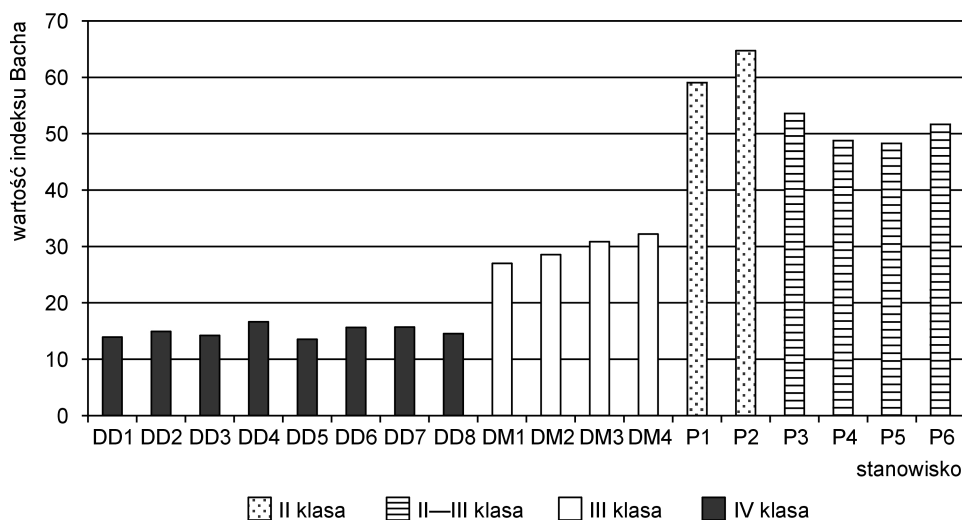
Objaśnienia: *n* — liczba prób, \bar{x} — średnia, $\pm SD$ — odchylenie standardowe.

Dno pokrywają osady piaszczyste, w których przeważa frakcja piasku średnioziarnistego i gruboziarnistego (ryc. 7). Zawartość materii organicznej w osadach dennych wynosi od 2,4% (stanowisko P5) do 3,5% (stanowisko P1), co według klasyfikacji VERDONSCHOTA (2001) oznacza średnią jej zawartość (ryc. 8). Osady na wszystkich stanowiskach, zgodnie z klasyfikacją BOJAKOWSKIEJ (2001), są miernie zanieczyszczone kadmem, niklem, ołowiem, miedzią i cynkiem (tabela 11).

4.1.3.4. Porównanie warunków siedliskowych badanych zbiorników antropogenicznych

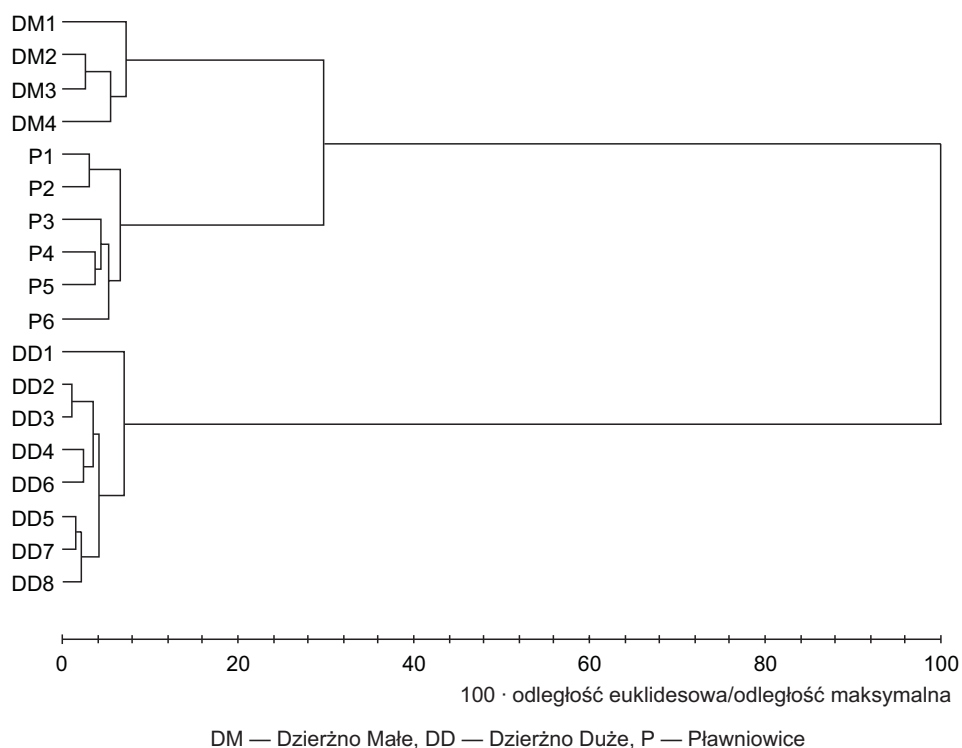
Związane z Kanałem Gliwickim zbiorniki różnią się między sobą jakością wody i osadów dennych. Mineralizacja wód w Dzierźnie Dużym jest prawie 7-krotnie wyższa niż w pozostałych dwóch zbiornikach, większy jest także stopień ich obciążenia zanieczyszczeniami organicznymi, szczególnie w porównaniu ze zbiornikiem Pławniowice. Dokonana na podstawie indeksu BACHA (1984) ocena wykazała najgorszą jakość wód w wyrobisku popiaskowym Dzierżno Duże (IV klasa), a najlepszą — w zbiorniku Pławniowice (II klasa — stanowiska P1 i P2, klasa II—III — pozostałe stanowiska) (ryc. 9).

Zbiorniki różnią się także stopniem zanieczyszczenia osadów dennych. W Dzierźnie Dużym stwierdzono prawie 3-krotnie wyższą niż w pozostałych zbiornikach koncentrację kadmu, miedzi i cynku, 2-krotnie wyższą zawartość niklu i manganu oraz o połowę większą koncentrację ołowiu i chromu. Przepro-



44 Ryc. 9. Ocena jakości wody w badanych zbiornikach (na podstawie indeksu BACHA, 1984)

wadzona analiza skupień metodą aglomeracyjną potwierdziła wyraźną odmienność warunków siedliskowych w wyrobisku Dzierżno Duże w porównaniu z pozostałymi dwoma zbiornikami (ryc. 10).



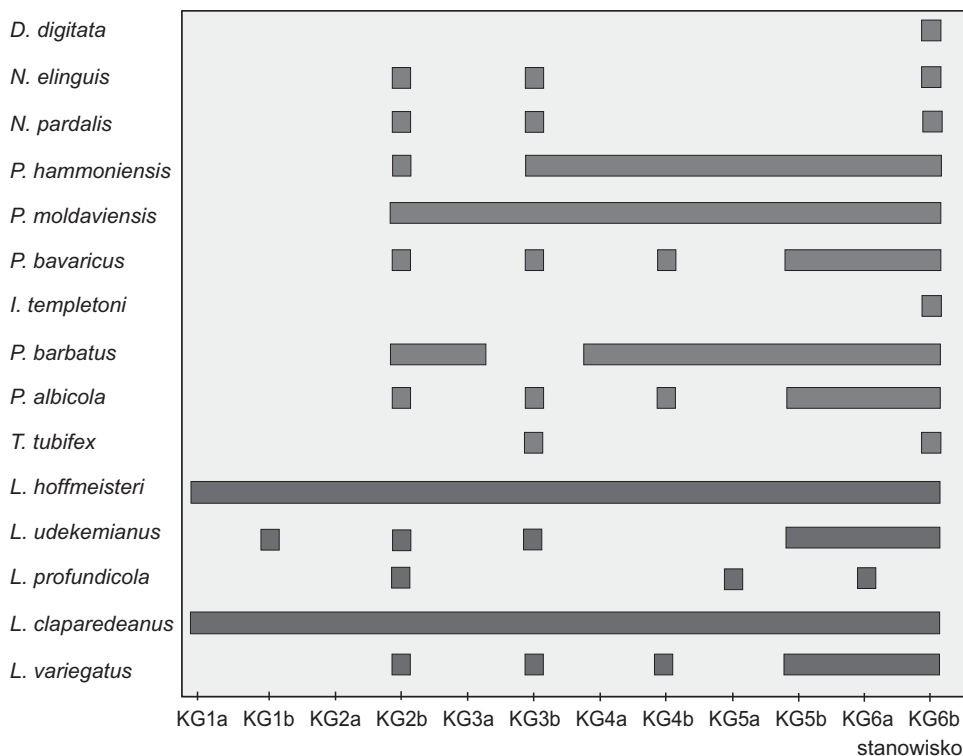
Ryc. 10. Dendrogram podobieństw siedliskowych między stanowiskami badanych zbiorników antropogenicznych

4.2. Wyniki badań hydrobiologicznych

4.2.1. Kanał Gliwicki

W Kanale Gliwickim w faunie dennej występowały: Amphipoda, Gastropoda, Bivalvia, larwy Diptera oraz Oligochaeta. Najliczniejsze były skąposzczety, które stanowiły 95% zebranych makrobezkręgowców.

Ogółem stwierdzono obecność 15 gatunków skąposzczetów reprezentujących dwie rodziny: Tubificidae, z podrodzinami Naidinae (3 gatunki) i Tubificinae (11 gatunków), oraz Lumbriculidae (1 gatunek) (ryc. 11).

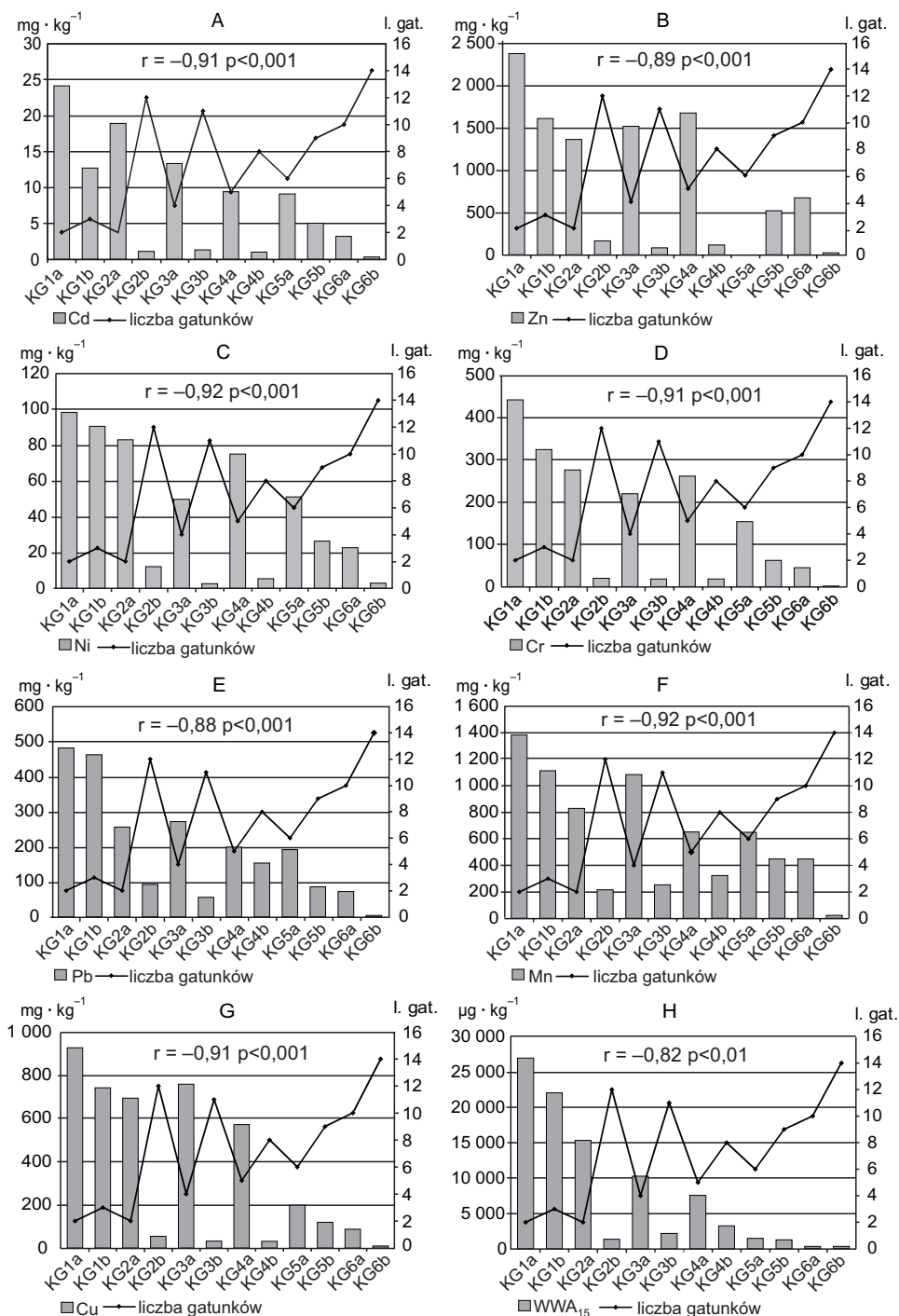


Ryc. 11. Występowanie skąposzczetów na stanowiskach w Kanale Gliwickim

4.2.1.1. Charakterystyka zgrupowań skąposzczetów na stanowiskach badań w Kanale Gliwickim

Na wytypowanych w Kanale Gliwickim stanowiskach stwierdzono występowanie mało zróżnicowanych zgrupowań skąposzczetów dennych. Szczególnie ubogie zgrupowania występowały w początkowym odcinku Kanału (stanowiska: KG1a, KG1b i KG2a), a bogatsze na stanowisku wyznaczonym w końcowym jego biegu (stanowisko KG6b) (tabela 14). Stwierdzono istotną korelację między liczbą gatunków skąposzczetów w zgrupowaniu a stopniem zanieczyszczenia osadów metalami ciężkimi i WWA_{15} (ryc. 12).

Na wszystkich stanowiskach badań eudominantami w zgrupowaniach były dwa eurytopowe gatunki *Limnodrilus hoffmeisteri* i *L. claparedeanus*. Na większości stanowisk liczniej reprezentowany był *L. hoffmeisteri*, który stanowił od 14,8% (stanowisko KG6b) aż do 44,2% (stanowisko KG1a) zbioru (tabela 14). Na stanowisku KG3b do eudominantów należał ponadto *Limnodrilus udekemianus*, będący dominantem w zgrupowaniach na dwóch innych stanowiskach



Ryc. 12. Liczba gatunków skąposzczetów w zgrupowaniach w Kanale Gliwickim na tle zanieczyszczenia osadów metalami ciężkimi i WWA₁₅: r — współczynnik korelacji Pearsona między liczbą gatunków a zanieczyszczeniami osadów

Tabela 14. Struktura dominacji (D) i stałości występowania (C) gatunków skąposzczetów w zgru-

Takson	KG1a		KG1b		KG2a		KG2b	
	D	C	D	C	D	C	D	C
<i>Dero digitata</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Nais elinguis</i> O.F. MÜLLER, 1774	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	27,8
<i>N. pardalis</i> PIGUET, 1906	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	27,8
<i>Potamothenix hammoniensis</i> (MICHAELSEN, 1901)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	88,9
<i>P. moldaviensis</i> VEJDOVSKÝ et MRÁZEK, 1902	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,4	88,9
<i>P. bavaricus</i> (OESCHMANN, 1913)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	66,7
<i>Ilyodrilus templetoni</i> (SOUTHERN, 1909)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Psammoryctides barbatus</i> (GRUBE, 1861)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	88,9
<i>P. albicola</i> (MICHAELSEN, 1901)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	83,3
<i>Tubifex tubifex</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> CLAPARÈDE, 1862	44,2	83,3	42,6	88,9	40,1	94,4	18,8	100
<i>L. udekemianus</i> CLAPARÈDE, 1862	0,0	0,0	6,6	55,6	0,0	0,0	3,3	66,7
<i>L. profundicola</i> (VERRILL, 1871)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	50,0
<i>L. claparedeanus</i> RATZEL, 1896	13,4	66,7	12,6	55,6	18,6	72,2	19,2	100
<i>Lumbriculus variegatus</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	72,2
Tubificinae gen. spp. juv. (bez szczecin włosowatych)	42,4	83,3	37,1	88,9	40,7	94,4	28,9	100
Tubificinae gen. spp. juv. (ze szczecinami włosowatymi)	0,0	0,0	1,1	5,6	0,6	27,8	16,5	94,4
Liczba prób	18		18		18		18	
Liczba zebranych skąposzczetów	228		1 399		5 872		6 839	
Liczba gatunków	2		3		2		12	
Średnie zagęszczenie [osobników na 0,1 m ² ± odchylenie standardowe]	66 ± 53		423 ± 303		1 742 ± 1 009		1 947 ± 359	
Średnia wartość wskaźnika Shannona-Wienera	0,22		0,32		0,23		0,72	
Średnia wartość wskaźnika Pielou	0,73		0,66		0,88		0,67	

(KG1b i KG6a). Dominantami w zgrupowaniach były także *Potamothenix moldaviensis* na stanowisku KG2b, *Psammoryctides barbatus* na stanowisku KG5b oraz *Dero digitata* na stanowisku KG6b (tabela 14).

W Kanale Gliwickim na pojedynczych stanowiskach, oprócz *Dero digitata*, występowały: *Ilyodrilus templetoni*, *Tubifex tubifex*, *Nais elinguis*, *N. pardalis* i *Limnodrilus profundicola*, a na kilku stanowiskach *Potamothenix bavaricus*, gatunek rzadko notowany w Polsce.

Wykazane w Kanale Gliwickim gatunki skąposzczetów występowały w osadach o zróżnicowanym stopniu zanieczyszczenia metalami ciężkimi i WWA₁₅ (ryc. 13—20, tabela 15).

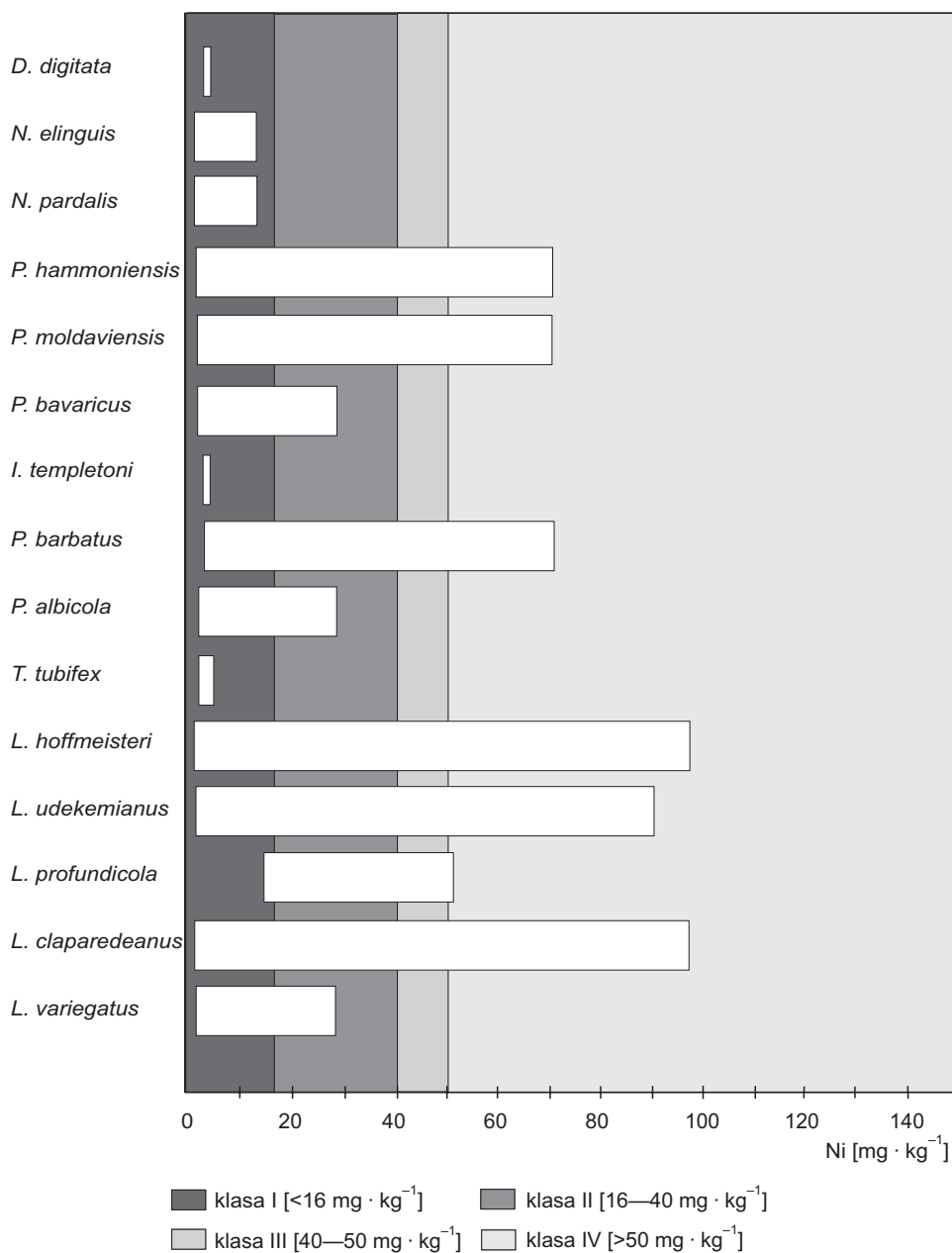
Przeprowadzona analiza skupień metodą aglomeracyjną pozwoliła na wyróżnienie czterech grup gatunków o różnej wrażliwości na zanieczyszczenie osadów dennych w Kanale Gliwickim (ryc. 21). Grupę gatunków najbardziej odpornych stanowią *Limnodrilus hoffmeisteri* i *L. claparedeanus* (Gr. I). Do II grupy, obecnych w osadach średnio zanieczyszczonych chromem oraz bardzo zanieczyszczonych pozostałymi metalami i WWA₁₅, należą: *Limnodrilus udekemianus*, *L. profundicola*, *Potamothenix hammoniensis*, *P. moldaviensis*

powaniach na stanowiskach badań w Kanale Gliwickim [%]

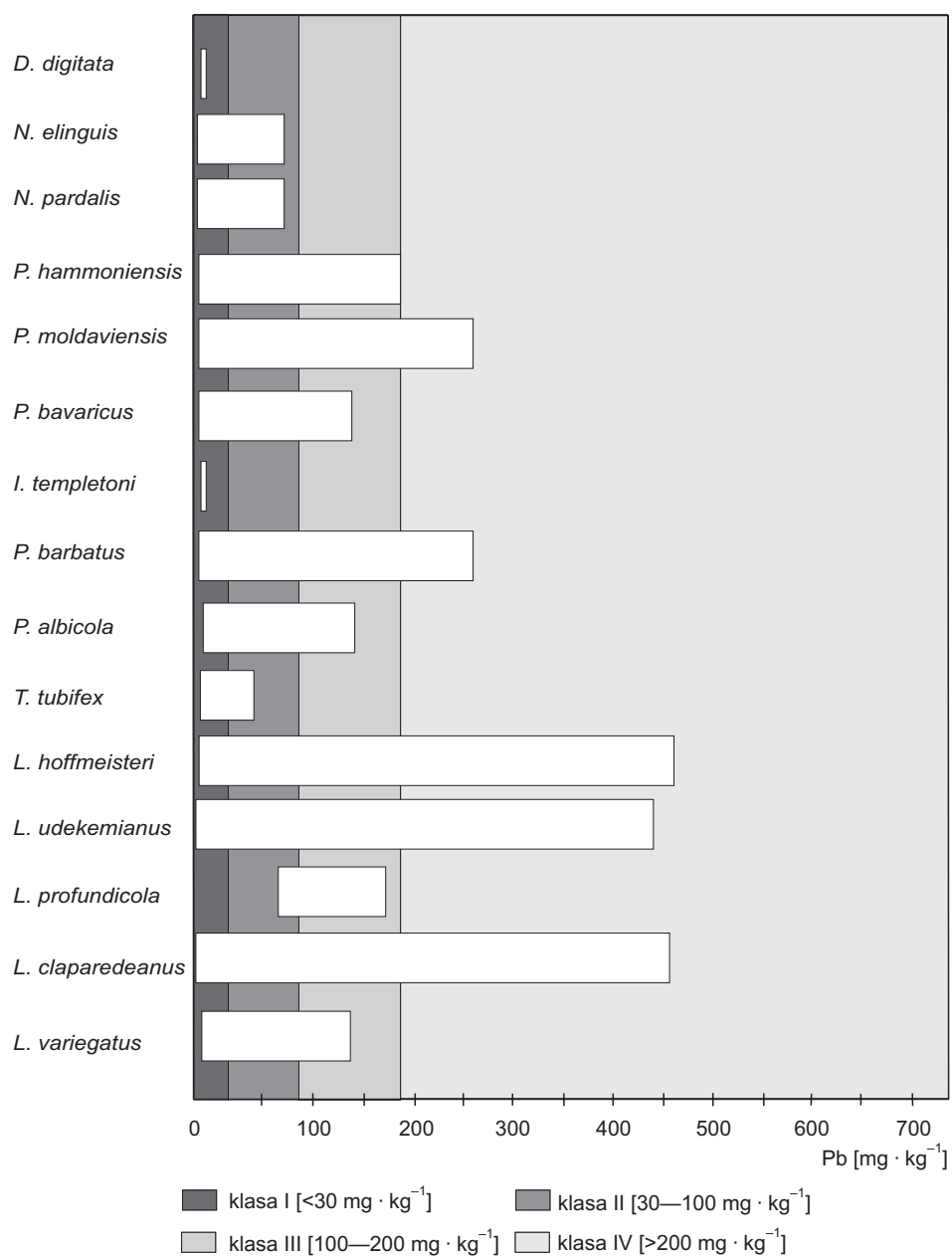
KG3a		KG3b		KG4a		KG4b		KG5a		KG5b		KG6a		KG6b	
D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7	77,8
0,0	0,0	1,8	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	27,8
0,0	0,0	1,1	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,9	27,8
0,0	0,0	2,9	94,4	3,6	88,9	3,8	77,8	3,5	77,8	3,1	77,8	2,7	77,8	2,4	83,3
1,2	72,2	2,1	100	2,0	61,1	3,3	88,9	3,2	88,9	3,1	77,8	2,9	66,7	2,5	77,8
0,0	0,0	0,5	72,2	0,0	0,0	0,4	55,6	0,0	0,0	1,2	66,7	1,1	72,2	0,9	77,8
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	77,8
1,8	83,3	0,0	0,0	1,6	66,7	3,9	61,1	1,3	72,2	8,5	72,2	3,0	72,2	3,1	77,8
0,0	0,0	2,3	66,7	0,0	0,0	1,9	66,7	0,0	0,0	3,0	66,7	2,8	61,1	2,6	77,8
0,0	0,0	4,0	88,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	77,8
30,7	94,4	17,3	100	26,6	94,4	21,3	94,4	20,7	100	20,3	100	14,8	94,4	16,3	100
0,0	0,0	11,6	100	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	72,2	7,1	77,8	3,2	77,8
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	66,7	0,0	0,0	1,6	61,1	0,0	0,0
23,5	94,4	12,2	100	19,1	94,4	17,0	94,4	27,6	100	14,2	100	12,5	94,4	13,2	100
0,0	0,0	0,6	77,8	0,0	0,0	1,0	72,2	0,0	0,0	1,6	50,0	1,8	66,7	1,5	77,8
38,1	94,4	30,6	100	34,4	94,4	34,0	100	29,8	100	27,3	100	30,8	100	20,1	100
4,7	66,7	13,1	100	12,6	94,4	13,3	100	12,7	100	13,3	100	19,0	100	15,8	100
18		18		18		18		18		18		18		18	
4 192		9 240		4 017		4 950		4 601		5 430		4 665		6 702	
4		11		5		8		6		9		10		14	
1 172 ±516		2 680 ±859		1 103 ±439		1 397 ±368		1 313 ±233		1 549 ±383		1 329 ±309		1 901 ±417	
0,39		0,79		0,49		0,66		0,54		0,78		0,84		0,98	
0,64		0,78		0,69		0,73		0,70		0,81		0,84		0,85	

Tabela 15. Maksymalna zawartość metali ciężkich i WWA₁₅ w osadach dennych Kanału Gliwickiego, w których stwierdzono występowanie poszczególnych gatunków skąposzczetów

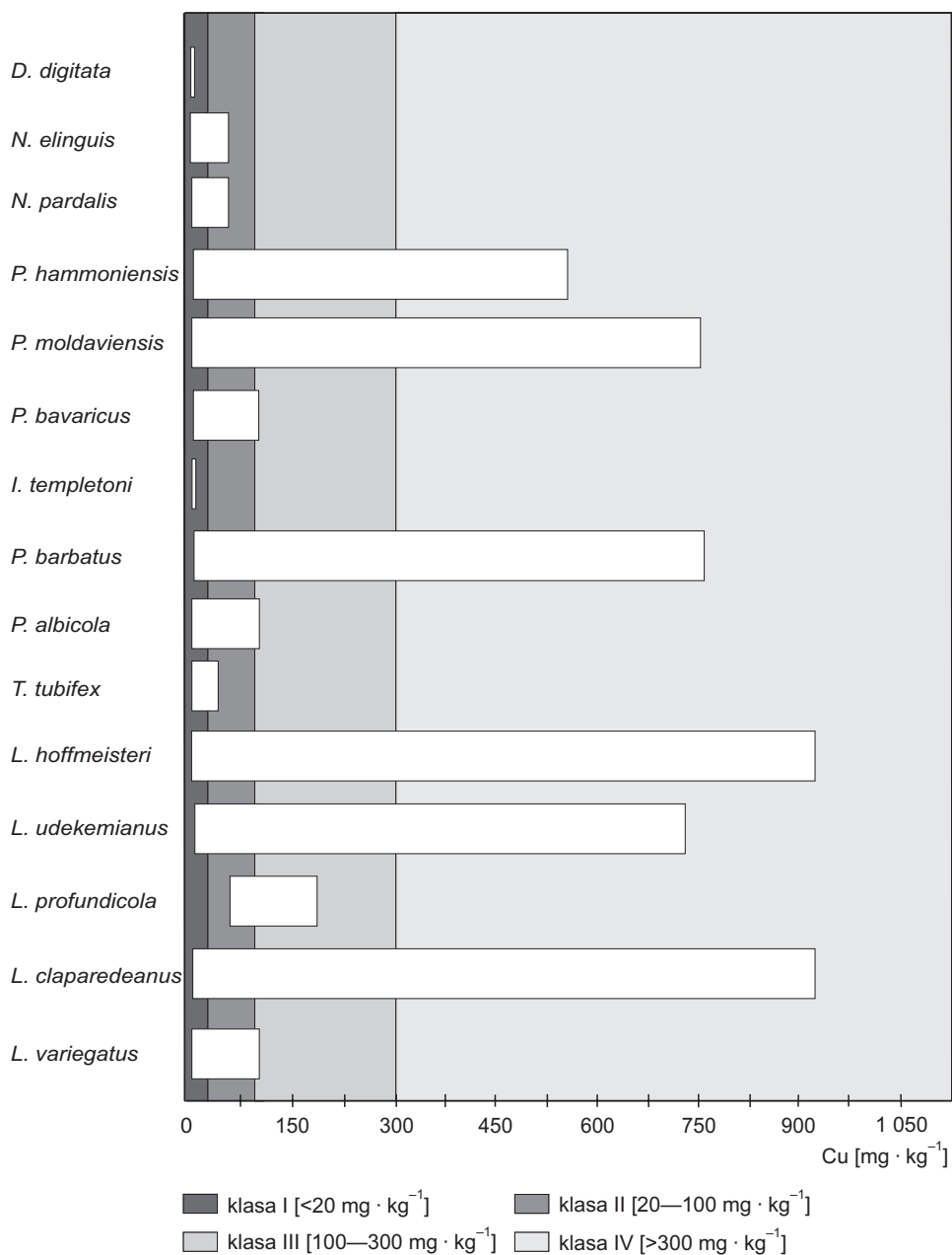
Gatunek	Ni	Pb	Cu	Cd	Zn	Cr	Mn	WWA ₁₅
	[mg · kg ⁻¹]							[μg · kg ⁻¹]
<i>Dero digitata</i>	3,0	4,0	2,8	0,4	24,3	1,3	23,5	229,5
<i>Nais elinguis</i>	12,2	93,3	54,9	1,4	164,5	20,1	253,4	2 458,8
<i>N. pardalis</i>	12,2	93,3	54,9	1,4	164,5	20,1	253,4	2 458,8
<i>Potamothenix hammoniensis</i>	77,5	200,0	573,0	9,8	1 675,0	262,5	689,0	7 858,9
<i>P. moldaviensis</i>	77,5	272,5	760,0	13,8	1 675,0	262,5	1 087,5	12 155,2
<i>P. bavaricus</i>	27,0	157,5	119,3	5,2	675,0	63,0	450,0	3 552,5
<i>Ilyodrilus templetoni</i>	25,5	97,8	42,9	3,5	295,5	36,8	397,8	229,5
<i>Psammoryctides barbatus</i>	77,5	272,5	760,0	13,8	1 675,0	262,5	1 087,5	12 155,2
<i>P. albicola</i>	27,0	157,5	119,3	5,2	675,0	63,0	450,0	3 552,5
<i>Tubifex tubifex</i>	3,0	57,8	32,0	1,4	81,3	18,8	253,4	2 458,8
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	99,0	484,0	927,5	24,3	2 376,5	445,5	1 385,5	29 189,3
<i>L. udekemianus</i>	91,1	466,0	744,0	13,4	1 620,0	332,0	1 117,0	23 996,3
<i>L. profundicola</i>	51,5	193,0	200,0	9,3	855,0	156,0	650,0	1 626,1
<i>L. clapparedanus</i>	99,0	484,0	927,5	24,3	2 376,5	445,5	1 385,5	29 189,3
<i>Lumbriculus variegatus</i>	27,0	157,5	119,3	5,2	675,0	63,0	450,0	3 552,5



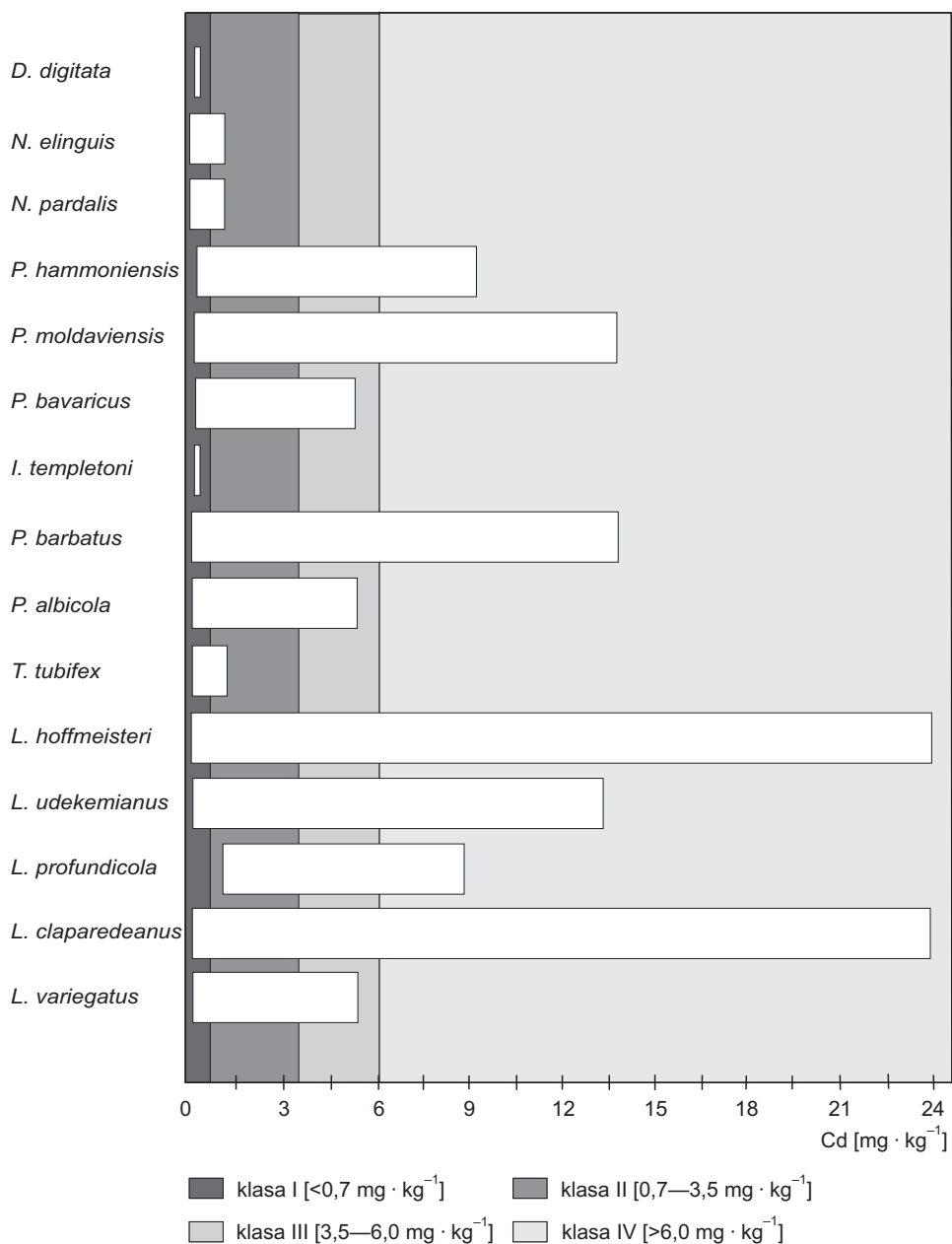
Ryc. 13. Występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim w zależności od zawartości niklu w osadach dennych



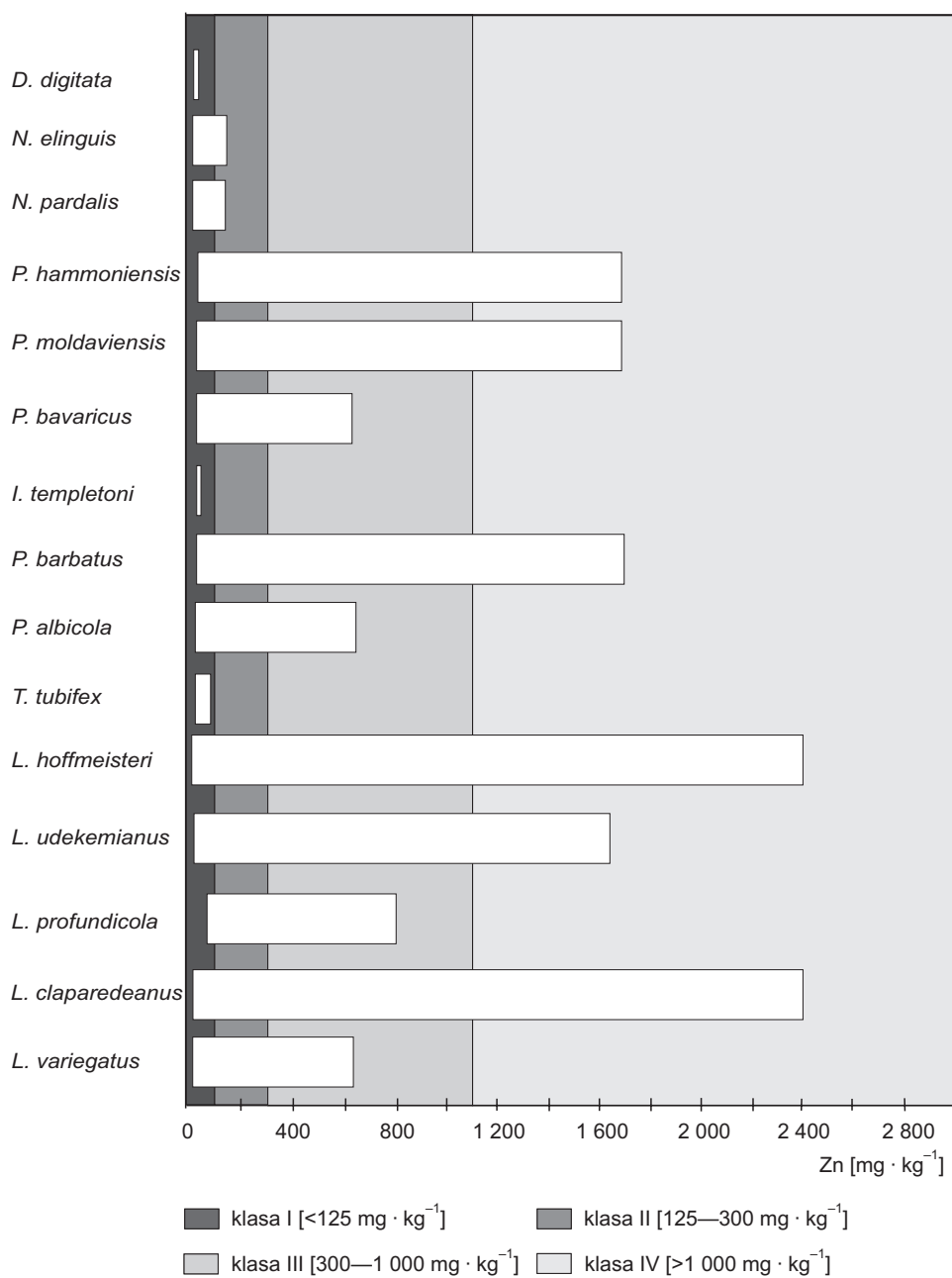
Ryc. 14. Występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim w zależności od zawartości ołowiu w osadach dennych



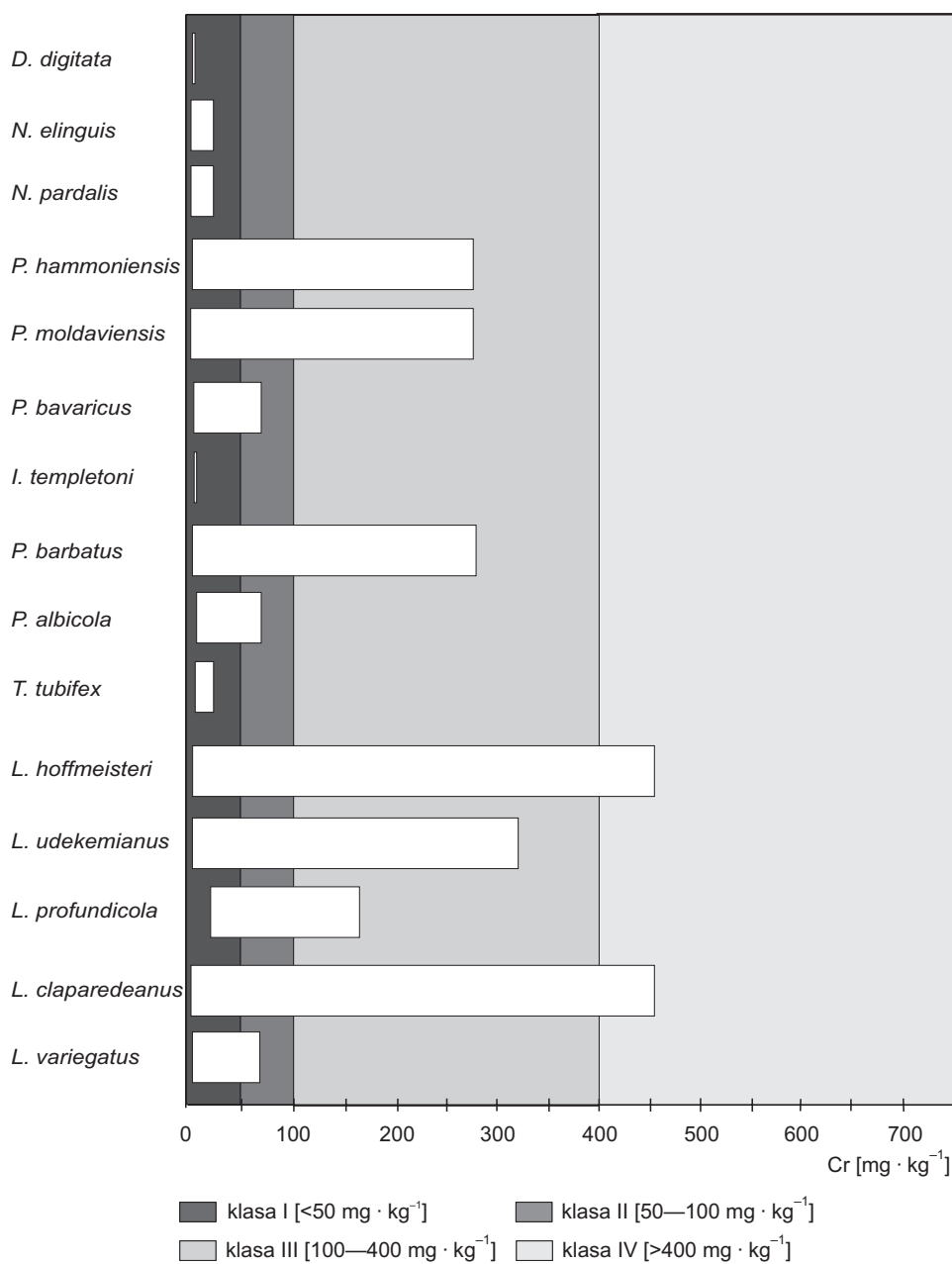
Ryc. 15. Występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim w zależności od zawartości miedzi w osadach dennych



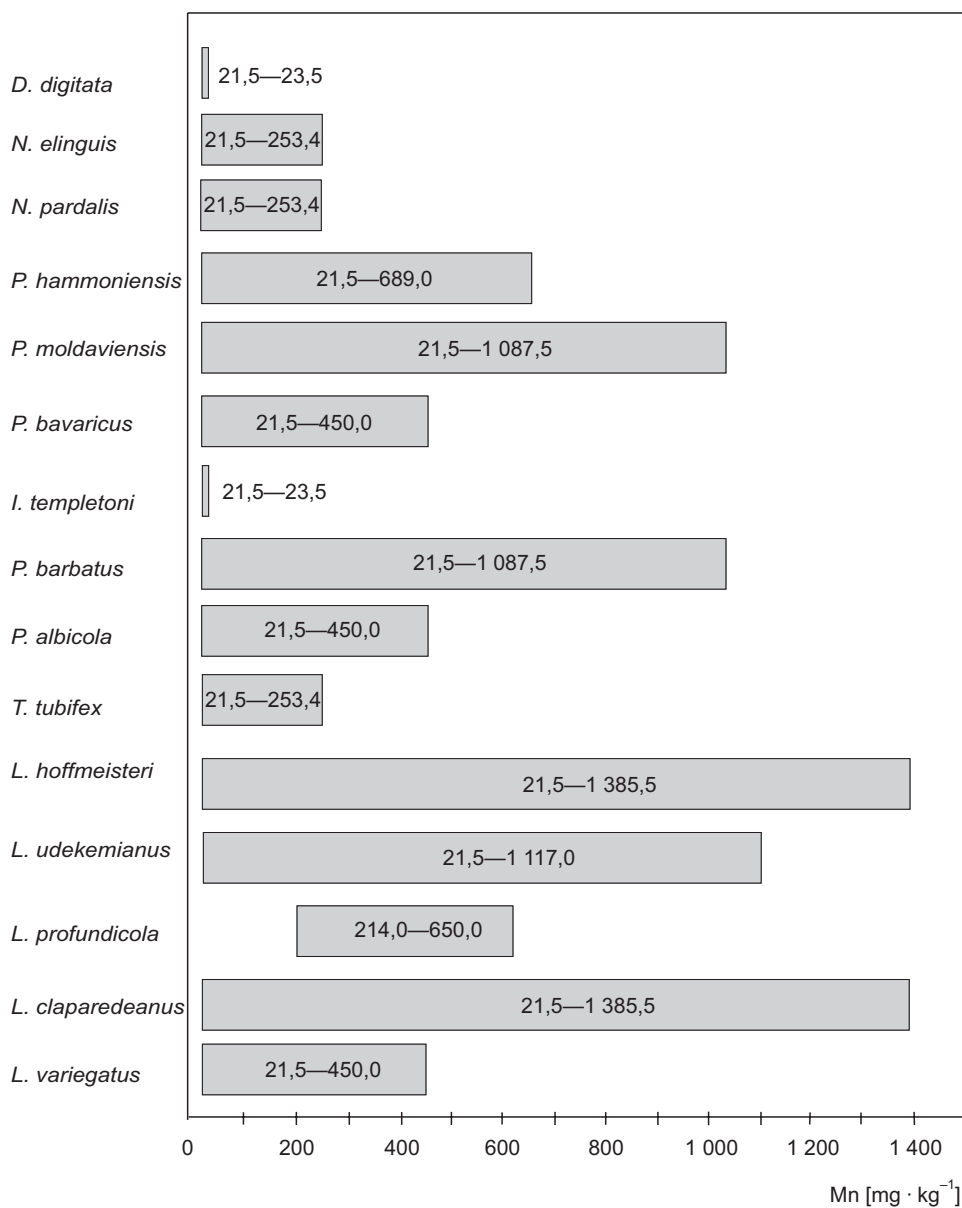
Ryc. 16. Występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim w zależności od zawartości kadmu w osadach dennych



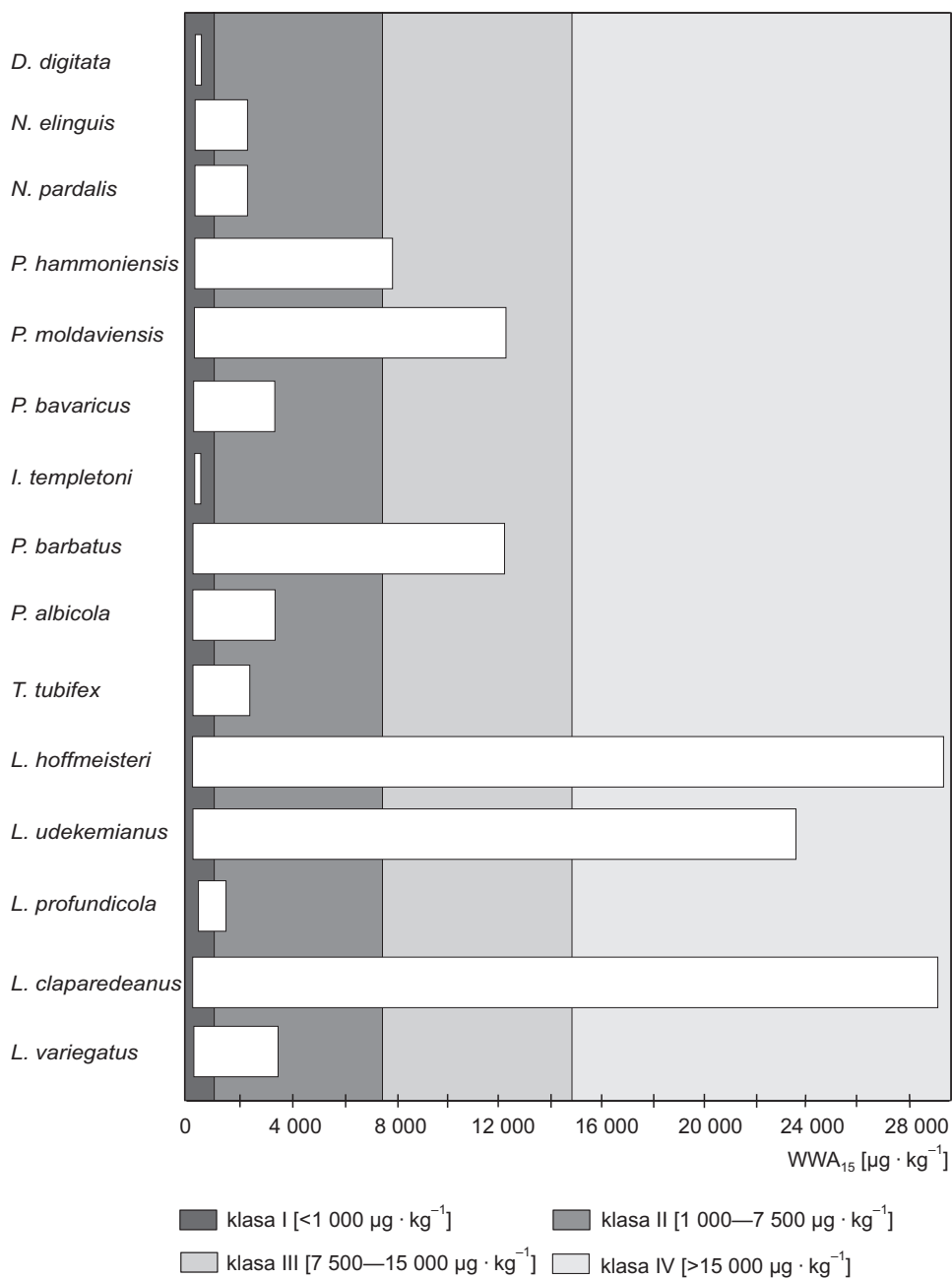
Ryc. 17. Występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim w zależności od zawartości cynku w osadach dennych



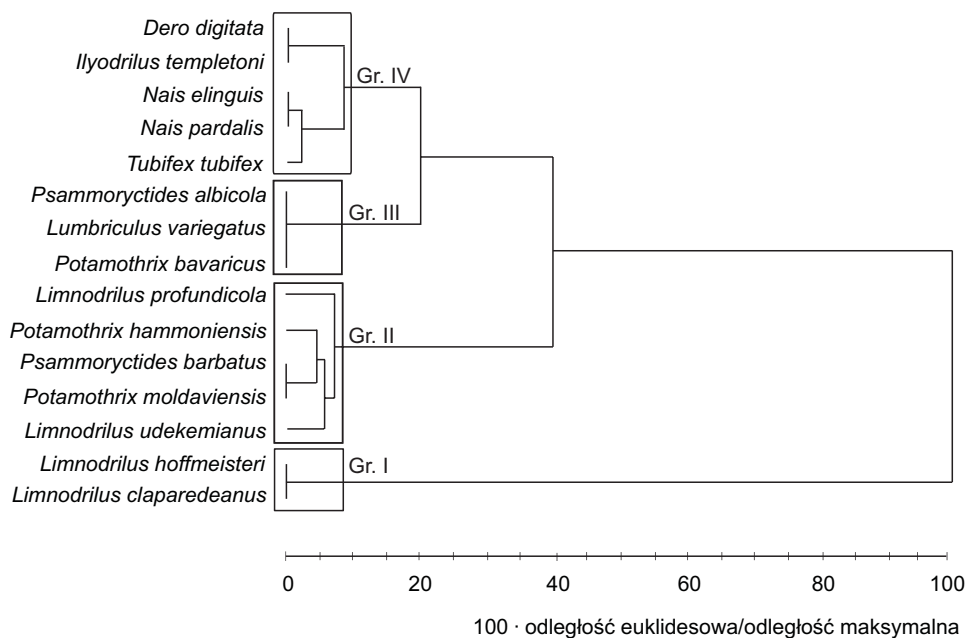
Ryc. 18. Występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim w zależności od zawartości chromu w osadach dennych



Ryc. 19. Występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim w zależności od zawartości manganu w osadach dennych



Ryc. 20. Występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim w zależności od zawartości WWA₁₅ w osadach dennych



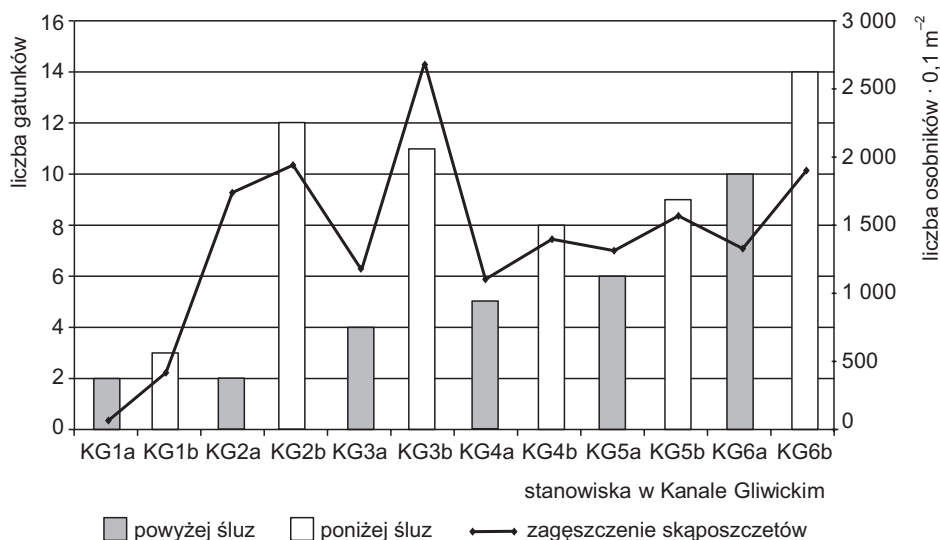
Ryc. 21. Grupy gatunków skąposzczetów wyróżnione na podstawie występowania w osadach dennych o różnym stopniu zanieczyszczenia metalami ciężkimi i WWA₁₅

i *Psammoryctides barbatus*. Gatunki III grupy (*Potamothrix bavaricus*, *Psammoryctides albicola* i *Lumbriculus variegatus*) występują w osadach mier- nie zanieczyszczonych niklem, chromem i WWA₁₅ oraz średnio ołowiem, miedzią, kadmem i cynkiem, a gatunki IV grupy (*Nais elinguis*, *N. pardalis*, *Tubifex tubifex*, *Dero digitata*, *Ilyodrilus templetoni*) — w osadach niezanie- czyszczonych lub miernie zanieczyszczonych metalami ciężkimi i WWA₁₅.

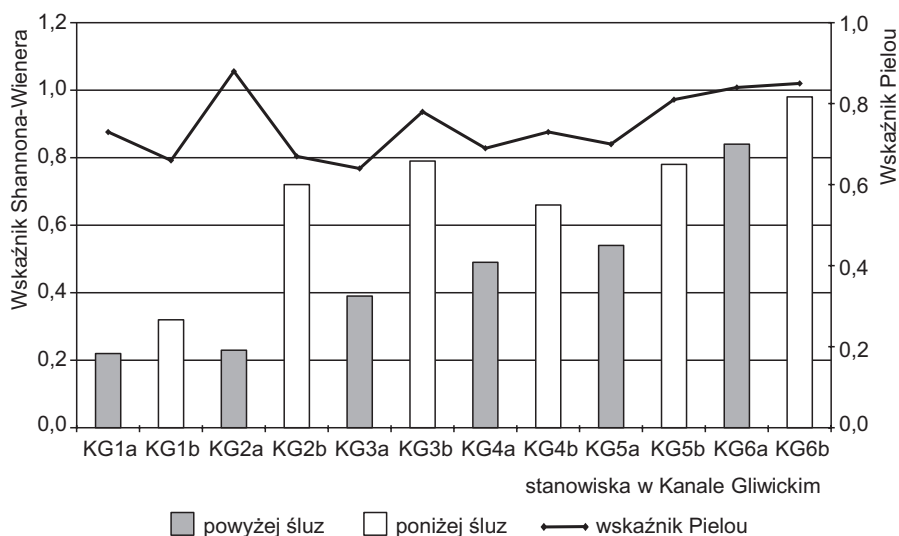
4.2.1.2. Porównanie zgrupowań skąposzczetów w Kanale Gliwickim

Przeprowadzone badania wykazały, że na całej długości Kanału Gliwickie- go, na stanowiskach powyżej śluz, występują znacznie uboższe zgrupowania, zarówno pod względem liczby gatunków, zagęszczenia skąposzczetów, jak i różnorodności gatunkowej wyrażonej wskaźnikiem Shannona-Wienera, niż na stanowiskach zlokalizowanych poniżej śluz (ryc. 22, 23).

Należy podkreślić, że wartość wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera zależy w większym stopniu od liczby gatunków skąposzczetów w zgrupowaniu niż od ich udziału w strukturze dominacji, co potwierdzają wartości wskaźnika Pielou (ryc. 23).



Ryc. 22. Liczba gatunków i zagęszczenie skąposzczetów na stanowiskach badań w Kanale Gliwickim



Ryc. 23. Średnia wartość wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera i wskaźnika Pielou zgrupowań skąposzczetów występujących w Kanale Gliwickim

Różnice między stanowiskami powyżej i poniżej śluz dotyczące liczby gatunków, zagęszczenia skąposzczetów oraz wskaźnika Shannona-Wienera w większości przypadków są istotne statystycznie, na co wskazują wyniki przeprowadzonych testów t-Studenta (tabela 16).

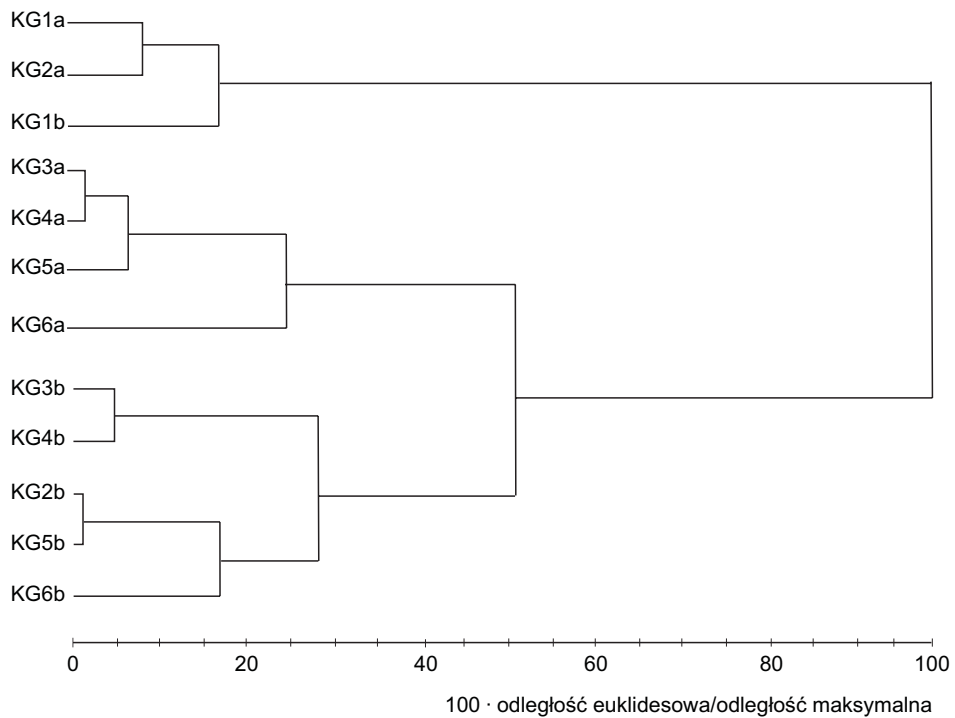
Przeprowadzona na podstawie struktury dominacji zgrupowań skąposzczetów analiza skupień metodą aglomeracyjną wykazała odrębność fauny Oligo-

Tabela 16. Wyniki testu t-Studenta dla zgrupowań skąposzczetów na stanowiskach powyżej i poniżej śluz w Kanale Gliwickim

Stanowiska	Liczba gatunków <i>df</i> = 34	Zagęszczenie skąposzczetów <i>df</i> = 34	Wskaźnik Shannona-Wienera <i>df</i> = 34
KG1a i KG1b	-1,50	-4,18 ^{***}	-1,42
KG2a i KG2b	-15,83 ^{***}	-1,11	-11,88 ^{***}
KG3a i KG3b	-10,38 ^{***}	-5,43 ^{***}	-4,92 ^{***}
KG4a i KG4b	-4,55 ^{***}	-1,92	-3,37 ^{**}
KG5a i KG5b	-4,32 ^{***}	3,52 ^{**}	-5,90 ^{***}
KG6a i KG6b	-3,92 ^{***}	-4,13 ^{***}	-2,41 [*]

Objaśnienia: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

chaeta stanowisk początkowego odcinka Kanału Gliwickiego (stanowiska: KG1a, KG1b, KG2a) oraz większe podobieństwo do siebie zgrupowań na stanowiskach powyżej i poniżej śluz (ryc. 24).



Ryc. 24. Diagram podobieństw faunistycznych między stanowiskami w Kanale Gliwickim

4.2.1.3. Wpływ czynników środowiskowych na występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim

W przeprowadzonej kanonicznej analizie korespondencji (CCA) test permutacji Monte Carlo wykazał, że czynnikami warunkującymi występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim są: uziarnienie osadów, zawartość w osadach mobilnych frakcji metali ciężkich, WWA₁₅ oraz materii organicznej, BZT₅ wody, nasycenie wody tlenem, koncentracja w wodzie N-NO₃, N-NH₄, N-NO₂, P-PO₄, chlorków, siarczanów oraz przewodnictwo elektrolityczne wody (test Monte Carlo $p < 0,05$). Pozostałe czynniki abiotyczne uwzględnione w badaniach nie odgrywały istotnej roli.

Kanoniczna analiza korespondencji pokazała, że z pierwszą osią ordynacyjną dodatnio skorelowana jest zawartość w osadach dennych frakcji mobilnych metali ciężkich, WWA₁₅, ilu i materii organicznej oraz BZT₅ wody. Z osią tą ujemnie skorelowany jest stopień nasycenia wody tlenem oraz zawartość piasku gruboziarnistego w osadach. Stwierdzono wysokie dodatnie korelacje między koncentracją poszczególnych zanieczyszczeń w osadach a ilością materii organicznej oraz udziałem frakcji ilastej (tabela 17).

Tabela 17. Wartości współczynnika korelacji Pearsona (r)

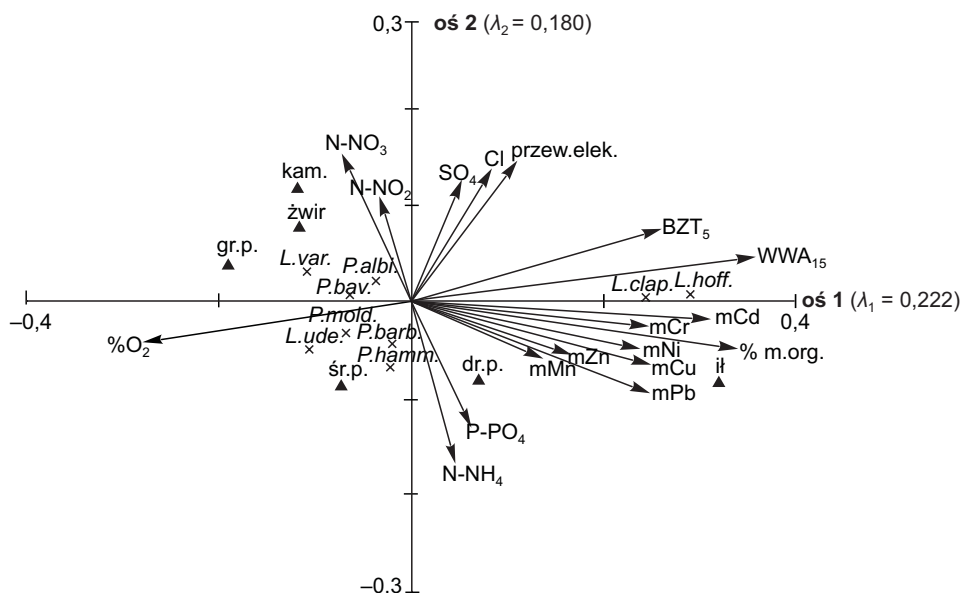
Parametr	Ni	Pb	Cu	Cd	Zn	Cr	Mn	WWA ₁₅
Procent frakcji ilastej w osadach	0,90***	0,84***	0,92***	0,92***	0,92***	0,91***	0,89***	0,86***
Procent materii organicznej w osadach	0,95***	0,96***	0,96***	0,94***	0,94***	0,97***	0,95***	0,95***

Objaśnienie: *** $p < 0,001$.

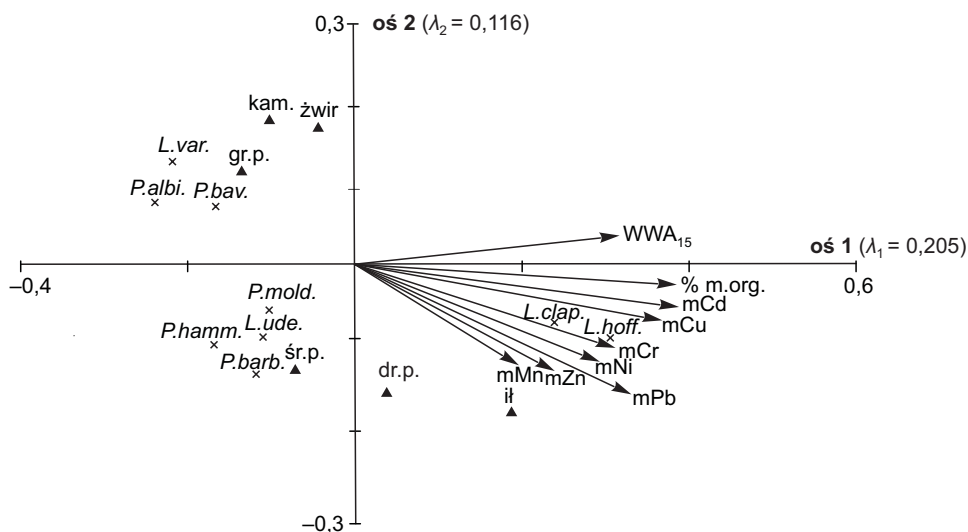
Z drugą osią ordynacyjną skorelowane są dodatnio: N-NO₃, N-NO₂, chlorki, siarczany, przewodnictwo elektrolityczne wody oraz zawartość w osadach frakcji gruboziarnistych (kamieni i żwiru), a skorelowane ujemnie — N-NH₄, P-PO₄ oraz zawartość drobnoziarnistego piasku w osadach (ryc. 25). Osie te łącznie wyjaśniają 38,6% obserwowanej zmienności występowania skąposzczetów w Kanale oraz 50,4% zmienności ich relacji z analizowanymi czynnikami środowiskowymi.

Na wykresie ordynacyjnym gatunki związane z osadami bardzo zanieczyszczonymi metalami ciężkimi i WWA₁₅ oraz wodami obciążonymi zanieczyszczeniami organicznymi znajdują się po prawej stronie pierwszej osi (*Limnodrilus hoffmeisteri* i *L. clapedeanus*), podczas gdy gatunki bardziej wrażliwe na zanieczyszczenia — po jej lewej stronie (ryc. 25).

W celu rozgraniczenia wpływu właściwości osadów i wody na występowanie skąposzczetów w Kanale Gliwickim przeprowadzono dwie cząstkowe kanoniczne analizy korespondencji (partial CCA). W pierwszej z nich, dotyczącej



Ryc. 25. Diagram ordynacyjny kanonicznej analizy korespondencji (CCA) przedstawiający zależności między skąposzczetami a czynnikami środowiskowymi w Kanale Gliwickim:
 λ_1 — wartość własna osi 1, λ_2 — wartość własna osi 2, kody zmiennych jak w tabeli 5



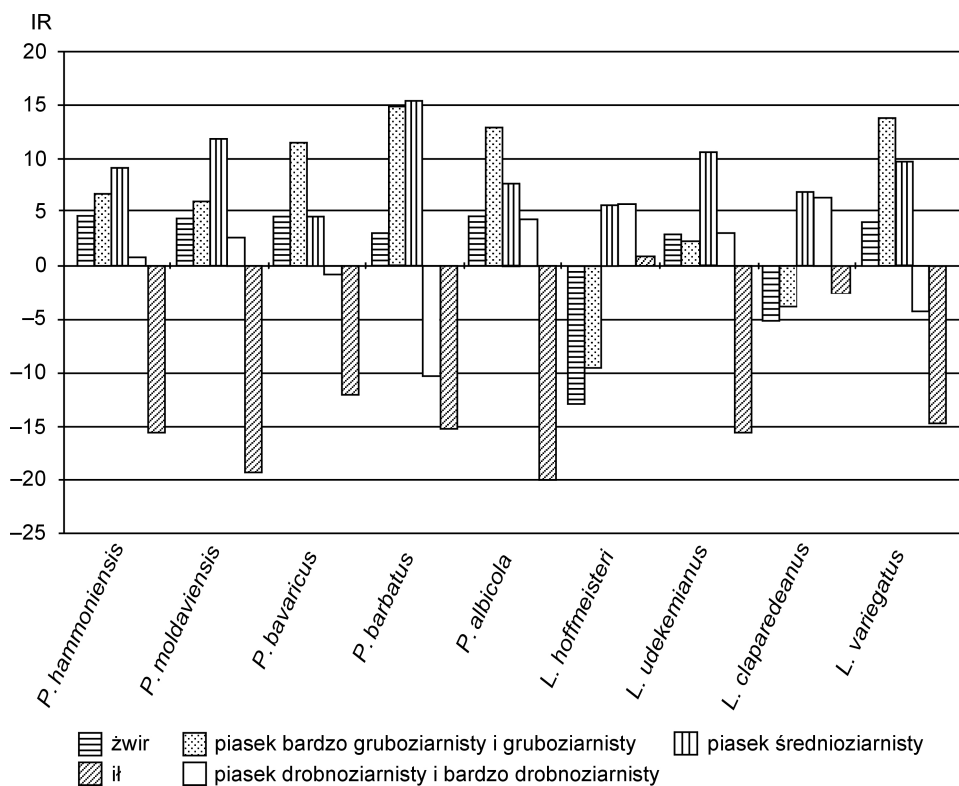
Ryc. 26. Diagram ordynacyjny częściowej kanonicznej analizy korespondencji (partial CCA) przedstawiający zależności między skąposzczetami a zmiennymi związanymi z osadami dennymi w Kanale Gliwickim:
 λ_1 — wartość własna osi 1, λ_2 — wartość własna osi 2, kody zmiennych jak w tabeli 5

osadów dennych, pierwsza oś ordynacyjna przedstawia, podobnie jak w kanonicznej analizie korespondencji (CCA), gradient wyznaczony przez zanieczyszczenie osadów metalami ciężkimi i WWA₁₅. Druga oś ordynacyjna reprezentuje gradient uziarnienia osadów (od gruboziarnistych do drobnoziarnistych)

(ryc. 26). Osie te wyjaśniają łącznie 36,5% zmienności występowania skąposzczetów i 68,4% zmienności w relacjach z analizowanymi czynnikami.

Z osadami piasku gruboziarnistego związane są *Lumbriculus variegatus*, *Potamothrix bavaricus* i *Psammoryctides albicola*, znajdujące się w lewej górnej części wykresu. Natomiast położone w dolnej części diagramu *Limnodrilus udekemianus*, *Potamothrix hammoniensis*, *P. moldaviensis* i *Psammoryctides barbatus* preferują piasek średnioziarnisty (ryc. 26).

Także wartości indeksu reprezentatywności (IR) potwierdzają preferowanie przez *Psammoryctides albicola* i *Potamothrix bavaricus* gruboziarnistych osadów piaszczystych, a piasku średnioziarnistego przez *Limnodrilus udekemianus*, *Potamothrix hammoniensis* i *P. moldaviensis* (ryc. 27, tabela 18).



Ryc. 27. Preferowane uziarnienie osadów dennych przez skąposzczety w Kanale Gliwickim

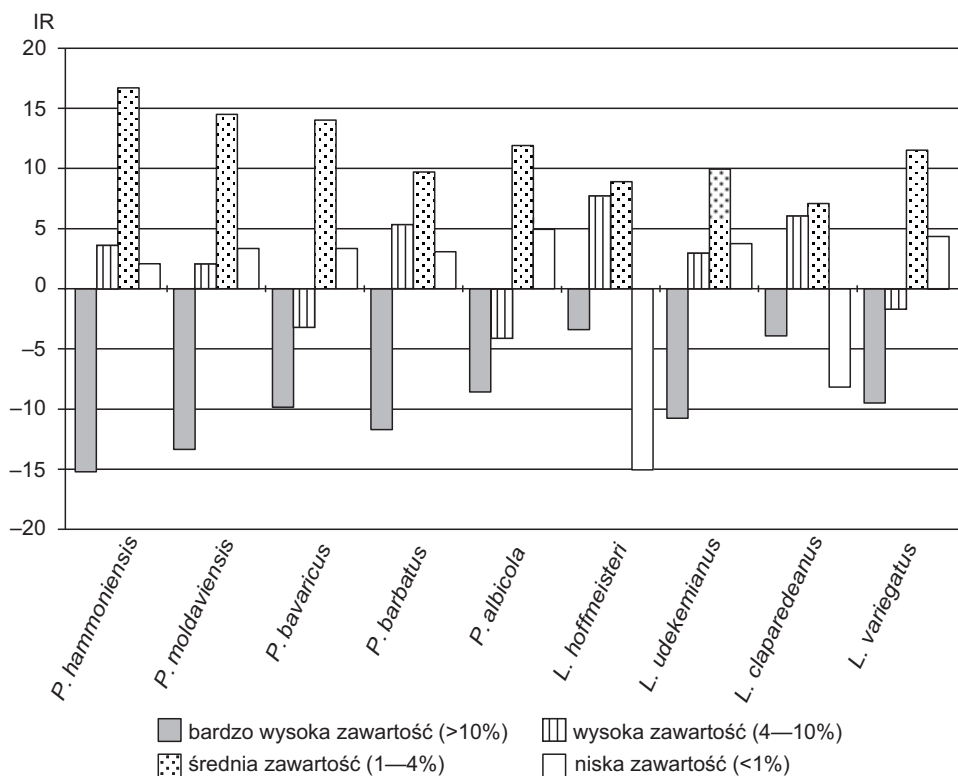
Większość gatunków skąposzczetów obecnych w Kanale Gliwickim unika osadów o bardzo wysokiej zawartości materii organicznej (ryc. 28, tabela 18), co może być następstwem stwierdzonej dodatniej korelacji między zawartością materii organicznej w osadach a stopniem ich zanieczyszczenia metalami ciężkimi i WWA₁₅.

Druga cząstkowa kanoniczna analiza korespondencji (partial CCA), związana z właściwościami wody, wyjaśnia mniej zmienności występowania

Tabela 18. Wyniki testu istotności (chi-kwadrat) preferowanego przez skąposzczety uziarnienia osadów oraz zawartości materii organicznej w osadach

Gatunek	Suma osobników	Uziarnienie osadów		Zawartość materii organicznej	
		test chi-kwadrat	<i>p</i>	test chi-kwadrat	<i>p</i>
<i>Potamothrix hammoniensis</i>	1 353	372,0	<0,001	527,9	<0,001
<i>P. moldaviensis</i>	1 477	538,4	<0,001	316,4	<0,001
<i>P. bavaricus</i>	280	836,4	<0,001	268,7	<0,001
<i>Psammoryctides barbatus</i>	1 322	889,5	<0,001	251,5	<0,001
<i>P. albicola</i>	911	675,6	<0,001	268,7	<0,001
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	13 188	312,6	<0,001	376,6	<0,001
<i>L. udekemianus</i>	2 172	352,5	<0,001	236,8	<0,001
<i>L. clapparedanus</i>	9 848	183,7	<0,001	174,7	<0,001
<i>Lumbriculus variegatus</i>	395	577,4	<0,001	289,5	<0,001

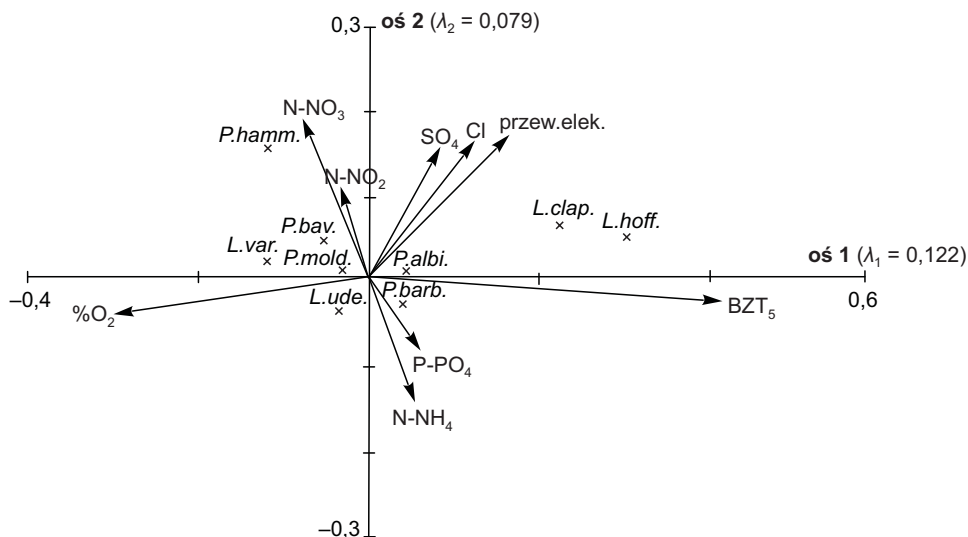
Objaśnienie: *p* — poziom istotności testu.



Ryc. 28. Preferowana zawartość materii organicznej w osadach dennych przez skąposzczety w Kanale Gliwickim

skąposzczetów (22,6%) i ich zależności z analizowanymi zmiennymi (38,9%). Świadczy to o większym wpływie osadów dennych niż właściwości wody na zróżnicowanie zgrupowań skąposzczetów w Kanale Gliwickim. Pierwsza oś ordynacyjna przedstawia gradient wyznaczony przez zanieczyszczenia organiczne

wody i jej nasycenie tlenem, natomiast druga reprezentuje gradient zanieczyszczeń związanych z zasoleniem wód oraz obciążeniem związkami biogennymi (ryc. 29).



Ryc. 29. Diagram ordynacyjny cząstkowej kanonicznej analizy korespondencji (partial CCA) przedstawiający zależności między skąposzczetami a właściwościami wody w Kanale Gliwickim:

λ_1 — wartość własna osi 1, λ_2 — wartość własna osi 2, kody zmiennych jak w tabeli 5

Limnodrilus hoffmeisteri i *L. claparedeanus*, położone po prawej stronie na wykresie ordynacyjnym, związane są z wodami bardzo zasolonymi i obciążonymi zanieczyszczeniami organicznymi, a znajdujący się w lewej górnej części wykresu *Potamotheix hammoniensis* — z wodami o wysokiej koncentracji N-NO₃. Pozostałe gatunki, położone blisko środka wykresu ordynacyjnego, nie wykazują wyraźnych zależności od analizowanych właściwości wody (ryc. 29).

4.2.1.4. Ocena jakości wody i osadów dennych Kanału Gliwickiego na podstawie skąposzczetów

4.2.1.4.1. Skąposzczety w monitoringu wody

Według 7-stopniowej skali indeksu BACHA (1984), wody w Kanale Gliwickim należą do klas: III (31,9% prób), III—IV (34,8% prób) i IV (33,3% prób). Obliczone wskaźniki biotyczne osiągają różne wartości w poszczególnych kla-

sach jakości wody (tabela 19), a różnice między ich średnimi wartościami są istotne statystycznie (tabela 20).

Testy *post-hoc* (RIR Tukeya) wskazały, że wody IV klasy różnią się istotnie od wód pozostałych dwóch klas liczbą gatunków skąposzczetów oraz wartościami wskaźników Shannona-Wienera i Pielou. Natomiast wody III klasy oraz III—IV klasy jakości różnią się istotnie między sobą wartościami wskaźnika Pielou.

Tabela 19. Wartości wskaźników biotycznych dla poszczególnych klas jakości wody (średnia z odchyleniem standardowym)

Wskaźnik	III klasa			III—IV klasa			IV klasa		
	<i>n</i>	\bar{x}	±SD	<i>n</i>	\bar{x}	±SD	<i>n</i>	\bar{x}	±SD
Liczba gatunków skąposzczetów	69	6,9	1,97	75	5,9	2,71	72	3,3	3,18
Zagęszczenie skąposzczetów	69	1 343,0	740,62	75	1 525,4	561,40	72	969,3	1 004,70
Wskaźnik Shannona-Wienera	69	0,7	0,39	75	0,6	0,55	72	0,3	0,44
Wskaźnik Pielou	69	0,83	0,13	75	0,78	0,07	72	0,72	0,16
Procent Tubificinae ze szczecinami włosowatymi	69	24,6	9,65	75	21,3	10,36	72	5,9	10,06
Procent Tubificinae bez szczecin włosowatych	69	67,4	12,29	75	76,4	16,34	72	92,6	33,55

Objaśnienia: *n* — liczba prób w poszczególnych klasach jakości wody, \bar{x} — średnia, ±SD — odchylenie standardowe.

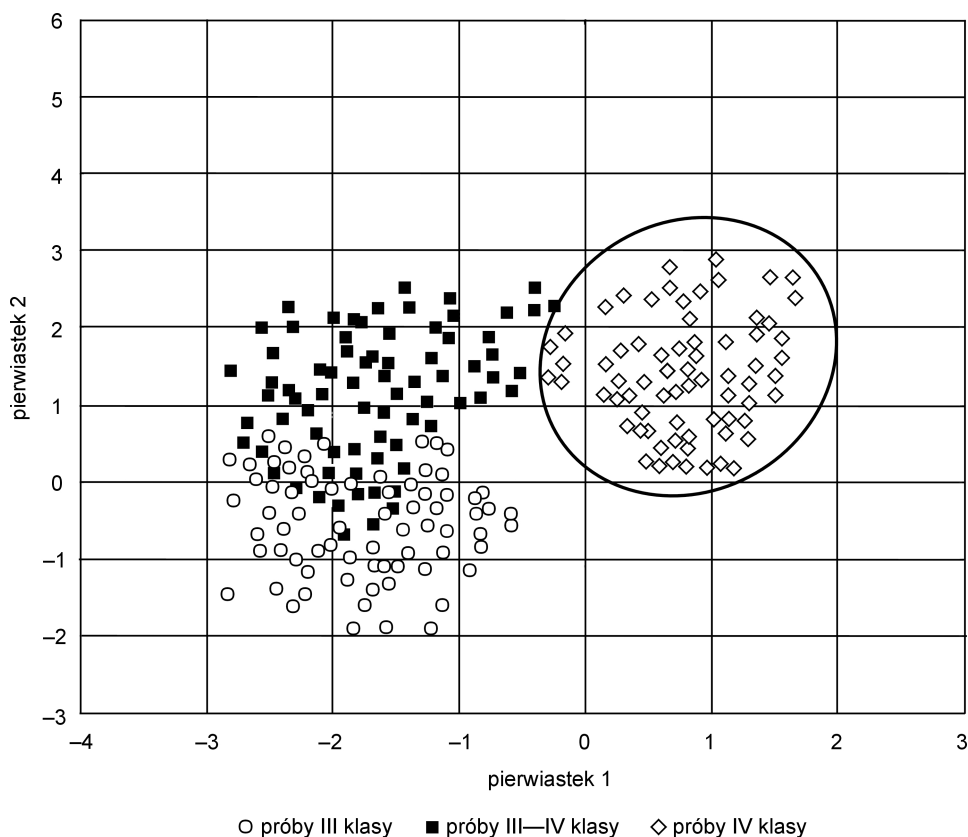
Tabela 20. Wyniki analizy wariancji jednoczynnikowej Anova dla wskaźników biotycznych

Wskaźnik	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>df</i>
Liczba gatunków	24,1	<0,001	2
Zagęszczenie skąposzczetów	6,6	<0,05	2
Wskaźnik Shannona-Wienera	38,8	<0,001	2
Wskaźnik Pielou	3,9	<0,05	2
Procent Tubificinae ze szczecinami włosowatymi	48,1	<0,001	2
Procent Tubificinae bez szczecin włosowatych	15,4	<0,001	2

Tabela 21. Wyniki analizy dyskryminacyjnej klas jakości wody

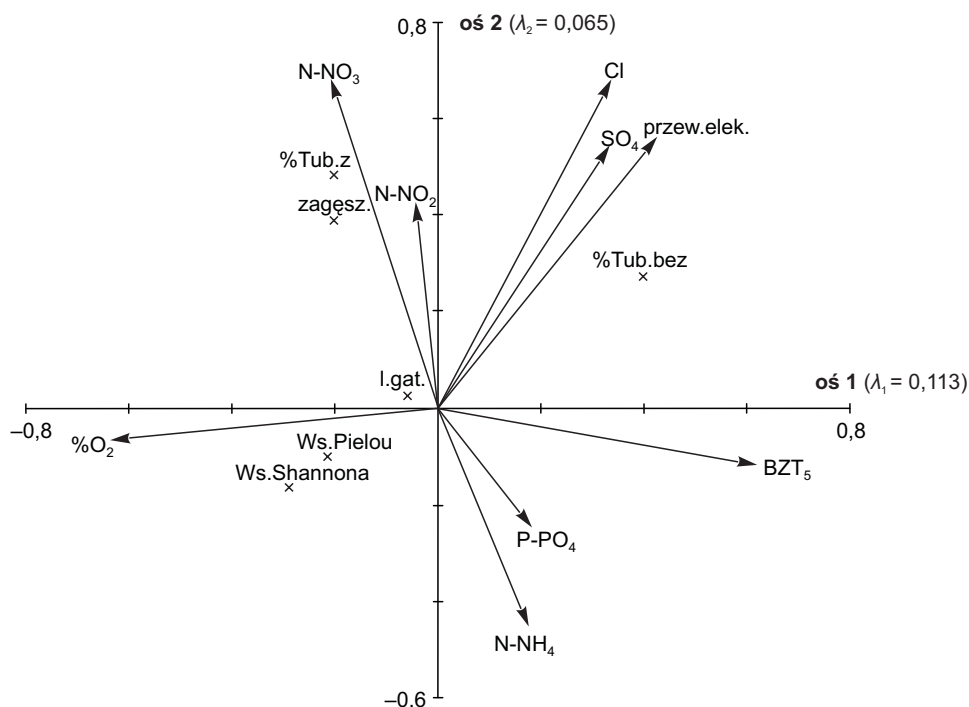
Zmienne w modelu	<i>F</i> _{usunięcia}	<i>p</i>
Liczba gatunków	20,88	<0,001
Wskaźnik Pielou	15,16	<0,001
Wskaźnik Shannona-Wienera	12,56	<0,001
Zagęszczenie skąposzczetów	6,15	<0,05
Procent Tubificinae bez szczecin włosowatych	4,65	<0,05

Na możliwość wykorzystania wskaźników biotycznych w ocenie jakości wody wskazują wyniki analizy dyskryminacyjnej (λ Wilksa = 0,36; $F_{\text{usunięcia}} = 16,58$ $p < 0,001$). Wykazała ona, że w rozróżnieniu wód różnych klas jakości największy udział ma liczba gatunków skąposzczetów oraz wskaźniki Pielou i Shannona-Wienera (tabela 21). Analiza pozwoliła poprawnie zaklasyfikować: do III klasy jakości 74,4% prób, do III—IV klasy jakości 61,1% prób, a do IV klasy jakości — aż 93% prób (ryc. 30).



Ryc. 30. Dyskryminacja klas jakości wody na podstawie wskaźników biotycznych

Kanoniczna analiza korespondencji (CCA) wykazała związek między wodami zasolonymi a udziałem procentowym w zbiorze Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych oraz między udziałem procentowym Tubificinae ze szczecinami włosowatymi i zagęszczeniem skąposzczetów a zawartością w wodzie azotu azotowego i azotu azotynowego (ryc. 31). Zależności te są istotne statystycznie (test permutacji Monte Carlo $F = 5,953$ $p < 0,001$). Dwie pierwsze osie ordynacyjne wyjaśniają łącznie 25,1% zmienności wskaźników biotycznych i 86,7% zmienności ich relacji z analizowanymi właściwościami wody.



Ryc. 31. Diagram ordynacyjny kanonicznej analizy korespondencji (CCA) przedstawiający zależności między wskaźnikami biotycznymi a właściwościami wody w Kanale Gliwickim: λ_1 — wartość własna osi 1, λ_2 — wartość własna osi 2, kody zmiennych jak w tabeli 5

4.2.1.4.2. Skąposzczety w monitoringu osadów dennych

W Kanale Gliwickim osady denne charakteryzują się różnym stopniem zanieczyszczenia metalami ciężkimi i WWA_{15} . Dokonana klasyfikacja, na podstawie wskaźnika o najniższej klasie wg BOJAKOWSKIEJ (2001), wykazała, że połowę prób zebrano w osadach IV klasy jakości, 54 próby (25%) w osadach III klasy, 36 prób (16,7%) w osadach II klasy, a tylko 18 prób (8,3%) — w osadach niezanieczyszczonych (I klasa).

Osady poszczególnych klas jakości różnią się istotnie statystycznie wartościami wskaźników biotycznych (tabela 22, 23).

Testy *post-hoc* (RIR Tukeya) wykazały, że osady wszystkich klas różnią się istotnie między sobą wartościami indeksu IOBS oraz liczbą gatunków skąposzczetów. Osady IV klasy różnią się ponadto istotnie statystycznie od osadów pozostałych klas wartością wskaźnika Shannona-Wienera, udziałem Tubificinae bez szczecin włosowatych oraz udziałem Tubificinae ze szczecinami włosowatymi. Istotne statystycznie różnice wartości wskaźnika Pielou i zagęszczenia

Tabela 22. Wartości wskaźników biotycznych dla osadów poszczególnych klas jakości (średnia z odchyleniem standardowym)

Wskaźnik	I klasa			II klasa			III klasa			IV klasa		
	<i>n</i>	\bar{x}	$\pm SD$	<i>n</i>	\bar{x}	$\pm SD$	<i>n</i>	\bar{x}	$\pm SD$	<i>n</i>	\bar{x}	$\pm SD$
Liczba gatunków	18	9,7	2,02	36	7,9	1,44	54	6,6	1,28	108	2,9	1,61
Zagęszczenie skąposzczetów	18	1 901,3	416,51	36	2 041,1	872,56	54	1 215,2	392,52	108	949,3	747,48
Wskaźnik Shannona-Wienera	18	0,8	0,10	36	0,7	0,14	54	0,7	0,11	108	0,3	0,18
Wskaźnik Pielou	18	0,84	0,05	36	0,82	0,16	54	0,76	0,09	108	0,72	0,14
Indeks IOBS	18	1,8	0,43	36	1,1	0,27	54	0,9	0,23	108	0,3	0,20
Procent Tubificinae ze szczecina- mi włosowatymi	18	29,8	5,82	36	25,2	6,38	54	27,5	7,37	108	7,1	8,93
Procent Tubificinae bez szczecin włosowatych	18	55,6	3,84	36	71,1	10,10	54	71,0	7,90	108	91,8	29,27

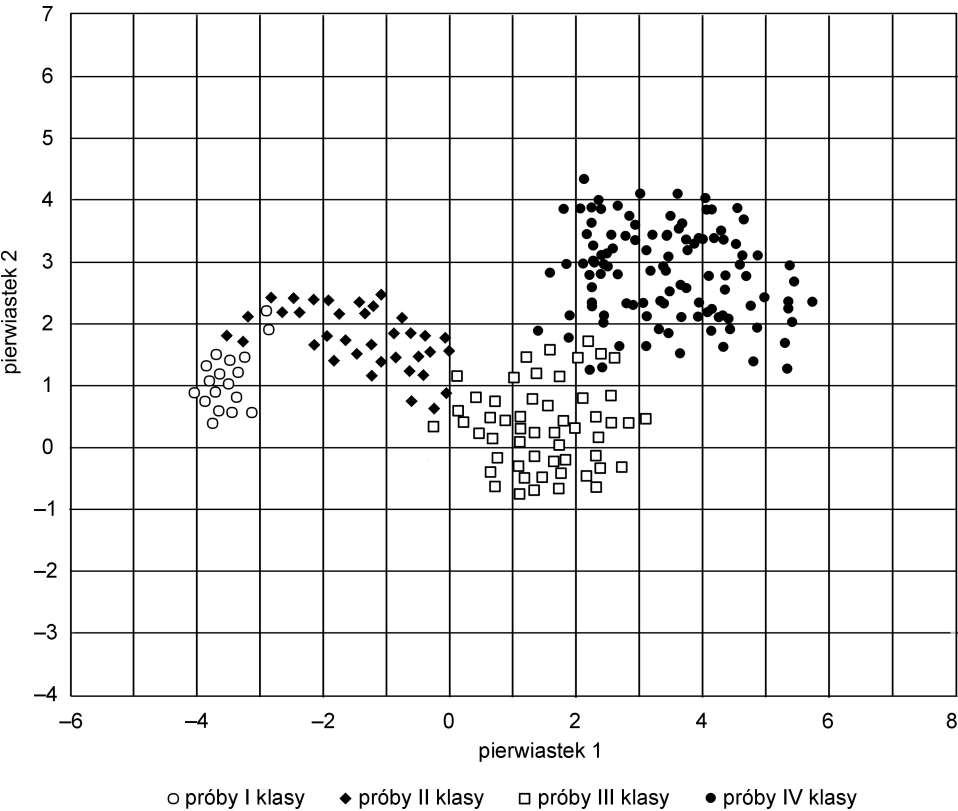
Objaśnienia: *n* — liczba prób w poszczególnych klasach jakości osadów, \bar{x} — średnia, $\pm SD$ — odchylenie standardowe.

Tabela 23. Wyniki analizy wariancji jednoczynnikowej Anova dla wskaźników biotycznych

Wskaźnik	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>df</i>
Liczba gatunków	146,6	<0,001	3
Zagęszczenie skąposzczetów	23,7	<0,001	3
Wskaźnik Shannona-Wienera	97,7	<0,001	3
Wskaźnik Pielou	3,1	<0,05	3
Indeks IOBS	189,1	<0,001	3
Procent Tubificinae ze szczecinami włosowatymi	90,4	<0,001	3
Procent Tubificinae bez szczecin włosowatych	8,4	<0,001	3

Tabela 24. Wyniki analizy dyskryminacyjnej klas jakości osadów dennych

Zmienna w modelu	<i>F</i> _{usunięcia}	<i>p</i>
Indeks IOBS	7,2	<0,001
Liczba gatunków	6,9	<0,001
Procent Tubificinae bez szczecin włosowatych	6,7	<0,001
Zagęszczenie skąposzczetów	4,6	<0,05
Wskaźnik Shannona-Wienera	2,9	<0,05
Wskaźnik Pielou	2,8	<0,05
Procent Tubificinae ze szczecinami włosowatymi	2,7	<0,05

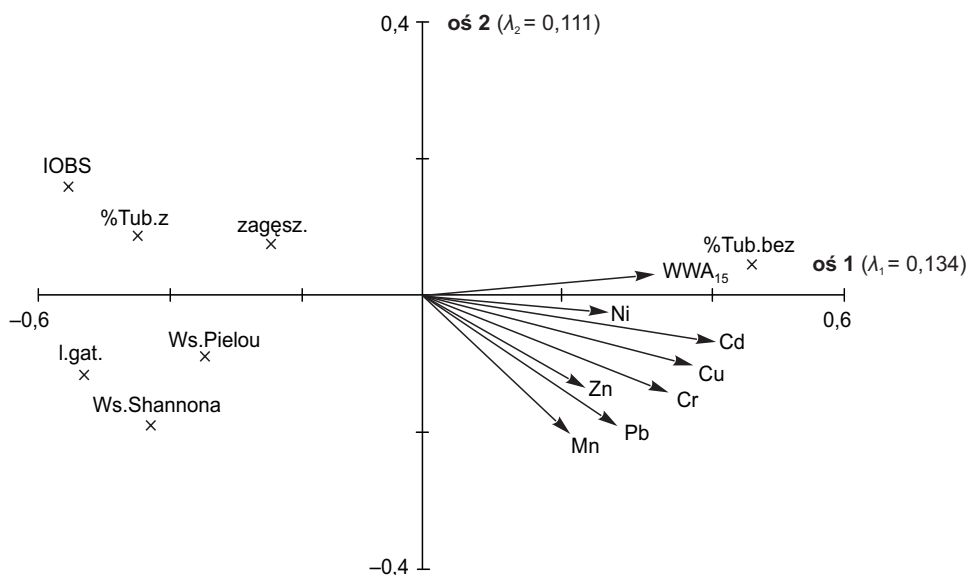


70 Ryc. 32. Dyskryminacja klas jakości osadów dennych na podstawie wskaźników biotycznych

skąposzczetów występowały między osadami klas IV i III a osadami I i II klasy jakości.

Wyniki analizy dyskryminacyjnej potwierdzają możliwość wykorzystania wskaźników biotycznych w ocenie jakości osadów dennych Kanału Gliwickiego ($\lambda_{\text{Wilksa}} = 0,10$; $F_{\text{usunięcia}} = 21,4$; $p < 0,001$). Największy udział w różnieniu klas jakości osadów mają: indeks IOBS, liczba gatunków skąposzczetów oraz udział Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych (tabela 24). Na podstawie analizy dyskryminacyjnej poprawie zaklasyfikowano aż 90,5% wszystkich prób (88,9% klasy I, 85,7% prób klasy II, 85,2% prób klasy III i 95,4% prób klasy IV) (ryc. 32).

Kanoniczna analiza korespondencji (CCA) dowiodła, że udział procentowy w zbiorze Tubificinae bez szczecin włosowatych skorelowany jest z koncentracją w osadach metali ciężkich i WWA₁₅ (ryc. 33). Dwie pierwsze osie ordyna-

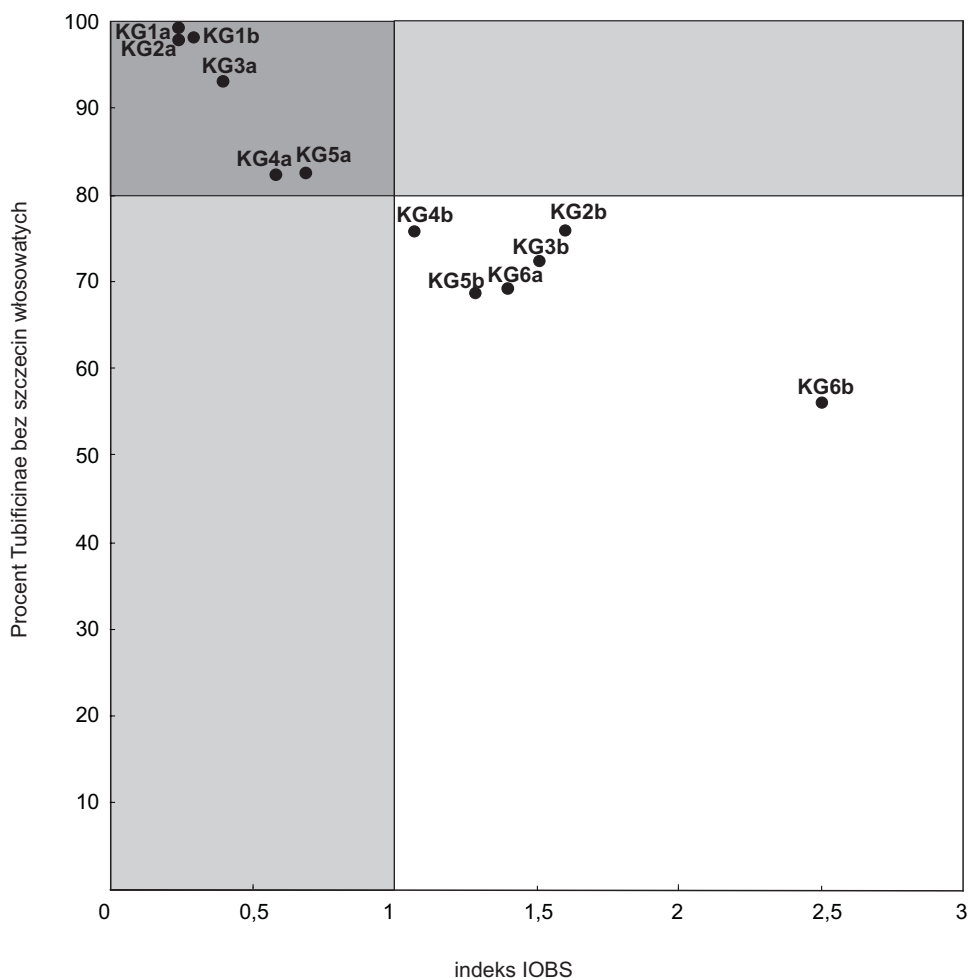


Ryc. 33. Diagram ordynacyjny kanonicznej analizy korespondencji (CCA) przedstawiający zależności między wskaźnikami biotycznymi a zawartością metali ciężkich i WWA₁₅ w osadach dennych Kanału Gliwickiego:

λ_1 — wartość własna osi 1, λ_2 — wartość własna osi 2, kody zmiennych jak w tabeli 5

cyjne wyjaśniają 42,9% zmienności wskaźników biotycznych oraz 90,3% zmienności relacji tych wskaźników z analizowanymi zanieczyszczeniami osadów dennych. Wyniki testu permutacji Monte Carlo ($F = 10,136$, $p < 0,001$) wskazują, że stwierdzone zależności są statystycznie istotne.

Przeprowadzona, na podstawie wartości indeksu IOBS oraz udziału procentowego w zbiorze Tubificinae bez szczecin włosowatych, klasyfikacja osadów Kanału Gliwickiego dowodzi złej lub słabej ich jakości na większości stanowisk. Tylko na jednym stanowisku (KG6b) osady były zadowalającej jakości (ryc. 34).



Ryc. 34. Klasyfikacja osadów na stanowiskach w Kanale Gliwickim na podstawie indeksu IOBS i %Tubificinae bez szczecin włosowatych:

IOBS: <0,5 — bardzo zła jakość, 0,5—1,0 — zła jakość, 1,01—2,0 — słaba jakość, 2,01—3,0 — zadowalająca jakość, >3,0 — dobra jakość; udział Tubificinae bez szczecin włosowatych powyżej 80% — duży wpływ metali ciężkich i/lub WWA₁₅ na faunę Oligochaeta

4.2.2. Kanał Kędzierzyński

W Kanale Kędzierzyńskim, w faunie dennej, występowały: Amphipoda, Gastropoda, larwy Diptera oraz Oligochaeta. Najliczniejsze były skąposzczety, które stanowiły 90% zebranych bezkręgowców. Stwierdzono obecność 8 gatunków Oligochaeta reprezentujących dwie rodziny: Tubificidae, z podrodzinami Naidinae (1 gatunek) i Tubificinae (6 gatunków), oraz Lumbriculidae (1 gatunek).

4.2.2.1. Charakterystyka zgrupowania skąposzczetów dennych

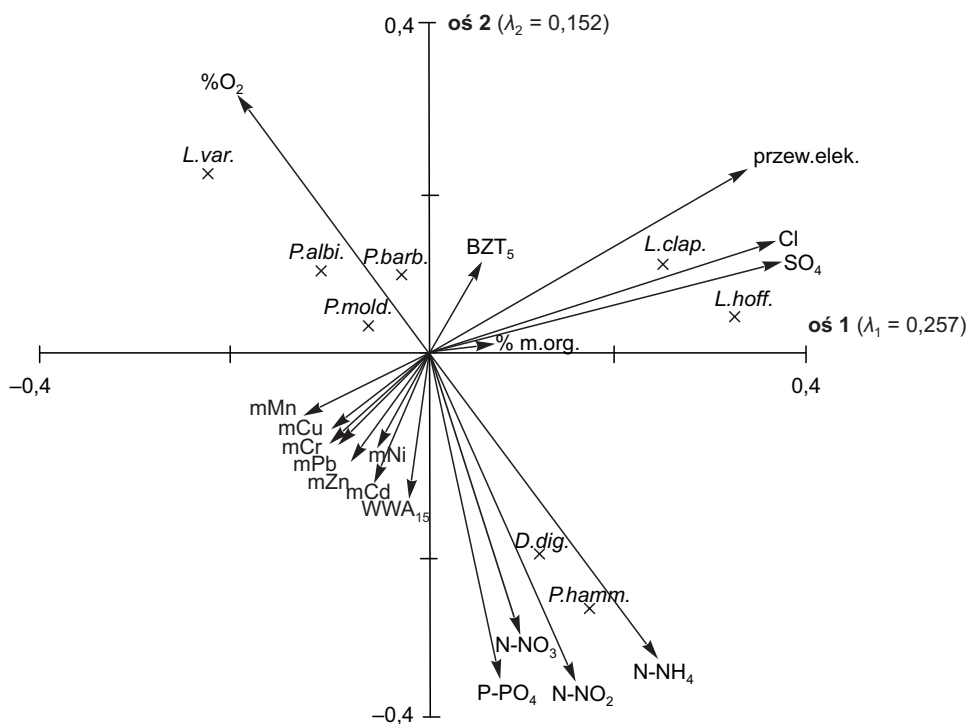
Na wyznaczonym stanowisku ogółem zebrano 1 034 skąposzczety. Ponad połowę zbioru (52,2%) stanowiły młodociane Tubificinae. W zgrupowaniu dominowały gatunki eurytopowe *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. claparedeanus* oraz *Dero digitata*. Udział pozostałych, stałych w zgrupowaniu, gatunków wynosił od 2,1% (*Lumbriculus variegatus*) do 4,0% (*Potamothrix hammoniensis*) (tabela 25).

Tabela 25. Struktura dominacji (D) i stałości występowania (C) gatunków skąposzczetów w zgrupowaniu na stanowisku w Kanale Kędzierzyńskim [%]

Takson	Stanowisko	
	D	C
<i>Dero digitata</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	7,2	66,7
<i>Potamothrix hammoniensis</i> (MICHAELSEN, 1901)	4,0	66,7
<i>P. moldaviensis</i> VEJDOVSKÝ et MRÁZEK, 1902	3,8	66,7
<i>Psammoryctides barbatus</i> (GRUBE, 1861)	3,6	83,3
<i>P. albicola</i> (MICHAELSEN, 1901)	3,1	83,3
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> CLAPARÈDE, 1862	13,8	100,0
<i>L. claparedeanus</i> RATZEL, 1896	10,2	100,0
<i>Lumbriculus variegatus</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	2,1	66,7
Tubificinae gen. spp. juv. (bez szczecin włosowatych)	28,7	100,0
Tubificinae gen. spp. juv. (ze szczecinami włosowatymi)	23,5	100,0
Liczba prób	6	
Liczba zebranych skąposzczetów	1034	
Liczba gatunków	8	
Średnie zagęszczenie (osobników na 0,1 m ²) ±odchylenie standardowe	878 ±244	
Średnia wartość wskaźnika Shannona-Wienera	0,82	
Średnia wartość wskaźnika Pielou	0,91	

4.2.2.2. Wpływ czynników środowiskowych na występowanie skąposzczetów w Kanale Kędzierzyńskim

Przeprowadzona kanoniczna analiza korespondencji (CCA) pokazała, że mineralizacja wód, zawartość w wodzie biogenów oraz nasycenie wody tlenem są czynnikami istotnie (test Monte Carlo $p < 0,05$) wpływającymi na faunę skąposzczetów w Kanale Kędzierzyńskim. Znajdujące się w prawej górnej części wykresu gatunki *Limnodrilus hoffmeisteri* i *L. claparedeanus* związane są z wodami o dużej koncentracji chlorków i siarczanów, położone w dolnej części diagramu *Dero digitata* i *Potamothrix hammoniensis* z wodami zasobnymi



Ryc. 35. Diagram ordynacyjny kanonicznej analizy korespondencji (CCA) przedstawiający zależności między skąposzczetami a czynnikami środowiskowymi w Kanale Kędzierzyńskim:

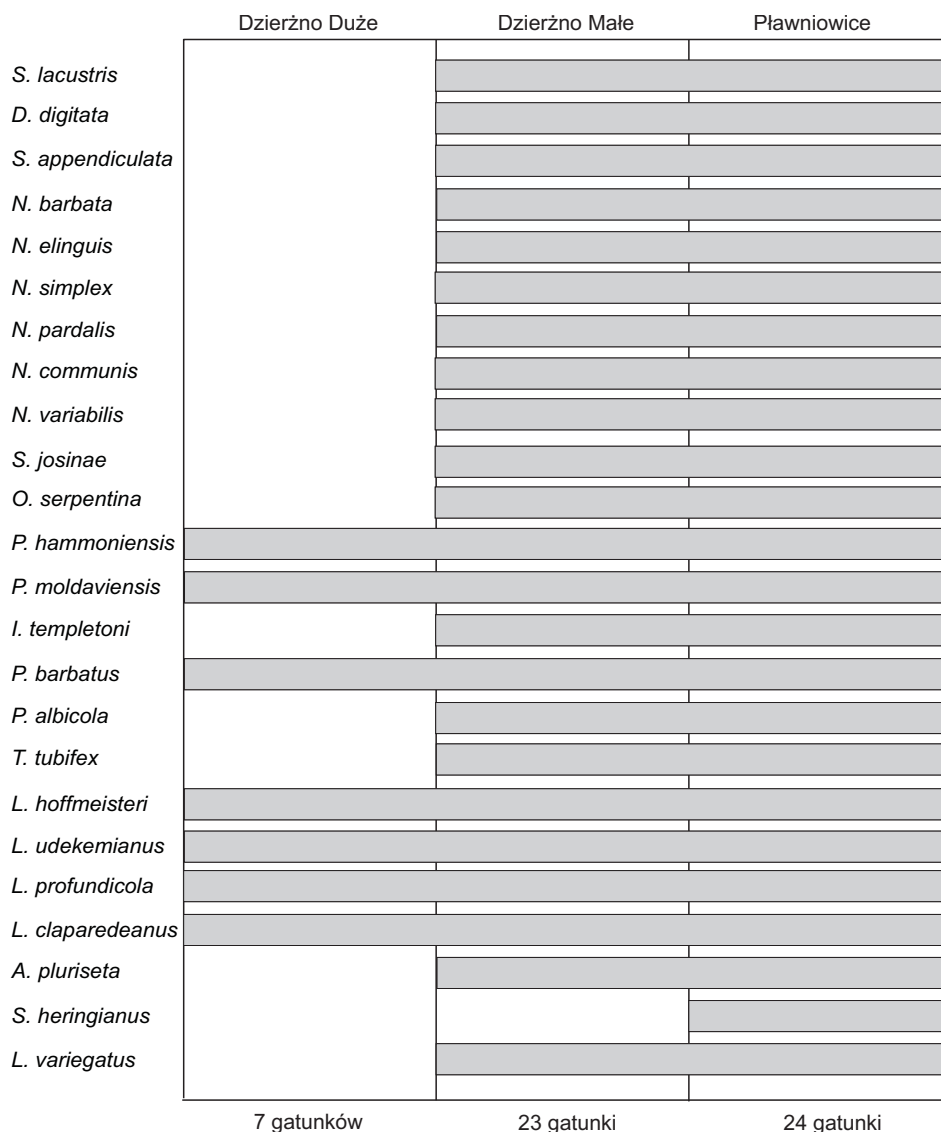
λ_1 — wartość własna osi 1, λ_2 — wartość własna osi 2, kody zmiennych jak w tabeli 5

w biogeny, a znajdujący się w górnej lewej części wykresu *Lumbriculus variegatus* — z wodami o wyższej koncentracji tlenu (ryc. 35). Zależności te są istotne statystycznie (test permutacji Monte Carlo $F = 6,125$, $p < 0,001$). Dwie pierwsze osie ordynacyjne wyjaśniają łącznie 64,9% zmienności występowania skąposzczetów i 78,7% zależności z analizowanymi czynnikami środowiskowymi.

4.2.3. Zbiorniki antropogeniczne

W faunie dennej zbiorników występowały: Isopoda, Amphipoda, Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia, larwy Diptera oraz Oligochaeta. W poszczególnych zbiornikach skąposzczety stanowiły od 73% (zbiornik Pławniowice) do 90% (zbiornik Dzierżno Duże) zebranych makrobezkręgowców.

Ogółem stwierdzono obecność 24 gatunków skąposzczetów z dwóch rodzin: Tubificidae, z podrodzinami Naidinae (11 gatunków) i Tubificinae (11 gatunków), oraz Lumbriculidae (2 gatunki) (ryc. 36).



Ryc. 36. Występowanie skąposzczetów w badanych zbiornikach antropogenicznych

4.2.3.1. Zgrupowania skąposzczetów dennych w zbiorniku Dzierżno Duże

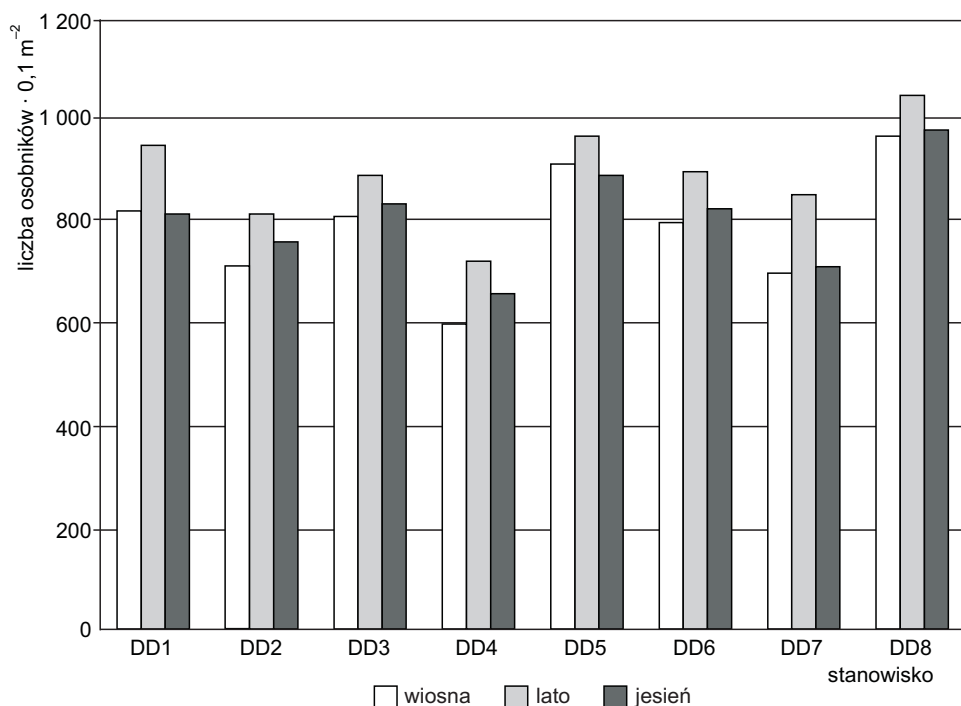
W zbiorniku stwierdzono obecność zaledwie 7 gatunków skąposzczetów, na poszczególnych stanowiskach od 5 (stanowisko DD4) do 7 gatunków (stanowiska: DD1, DD2, DD3, DD5, DD7) (tabela 26).

Tabela 26. Struktura dominacji (D) i stałości występowania (C) gatunków skąposzczetów w zgrupowaniach na stanowiskach w zbiorniku Dzierżno Duże [%]

Takson	DD1		DD2		DD3		DD4		DD5		DD6		DD7		DD8		Ogółem	
	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C
<i>Potamothenis hammoniensis</i> (MICHAELSEN, 1901)	5,4	77,8	4,2	66,7	4,7	77,8	4,4	77,8	4,0	77,8	4,1	66,7	5,2	77,8	4,6	77,8	4,6	75,0
<i>P. moldaviensis</i> VEJDOSVÝ et MRÁZEK, 1902	3,8	66,7	3,0	77,8	3,5	77,8	3,1	77,8	3,4	77,8	2,9	77,8	3,3	77,8	3,3	77,8	3,3	76,4
<i>Psammoreycides barbatus</i> (GRUBE, 1861)	2,9	77,8	1,6	77,8	1,5	66,7	1,6	77,8	2,0	66,7	2,5	77,8	1,2	77,8	1,7	55,6	1,9	72,2
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> CLAPARÈDE, 1862	28,2	100,0	21,5	100,0	21,0	100,0	23,5	100,0	24,4	100,0	24,4	100,0	22,9	100,0	24,3	100,0	23,8	100,0
<i>L. udekemianus</i> CLAPARÈDE, 1862	2,2	66,7	2,7	66,7	2,3	66,7	0,0	0,0	1,7	66,7	2,1	66,7	2,1	66,7	0,0	0,0	1,6	50,0
<i>L. profundicola</i> (VERRILL, 1871)	2,3	66,7	2,5	77,8	1,6	66,7	0,0	0,0	2,5	66,7	0,0	0,0	1,5	66,7	1,4	44,4	1,5	48,6
<i>L. clapedeanus</i> RATZEL, 1896	20,7	100,0	22,0	100,0	21,1	100,0	22,5	100,0	19,0	100,0	23,2	100,0	19,8	100,0	20,3	100,0	21,0	100,0
Tubificinae gen. spp. juv. (bez szczecin włosowatych)	22,1	100,0	27,3	100,0	28,3	100,0	27,3	100,0	29,1	100,0	27,0	100,0	29,1	100,0	29,5	100,0	27,5	100,0
Tubificinae gen. spp. juv. (ze szczecinami włosowatymi)	12,3	100,0	15,1	100,0	16,0	100,0	17,6	100,0	14,0	100,0	13,9	100,0	15,0	100,0	15,1	100,0	14,8	100,0
Liczba prób	18		18		18		18		18		18		18		18		144	
Liczba zebranych skąposzczetów	3 052		2 698		2 993		2 335		3 271		2 975		2 671		3 534		23 529	
Liczba gatunków	7		7		7		5		7		6		7		6		7	
Średnie zagęszczenie (osobników na 0,1 m ²) ± odchyle nie standardowe	864 ± 100		764 ± 151		847 ± 51		661 ± 163		926 ± 127		842 ± 146		756 ± 154		1 001 ± 87		833 ± 159	
Średnia wartość wskaźnika Shannona-Wienera	0,64		0,63		0,63		0,52		0,52		0,57		0,62		0,56		0,61	
Średnia wartość wskaźnika Pielou	0,76		0,75		0,75		0,74		0,62		0,73		0,72		0,72		0,72	

W zgrupowaniach dominowały gatunki ubikwistyczne *Limnodrilus hoffmeisteri* i *L. claparedeanus*, których łączny udział w zbiorze wynosił od 42,1% (stanowisko DD3) do 48,9% (stanowisko DD1). *Potamothrix hammoniensis* na dwóch stanowiskach (DD1 i DD7) był dominantem, a na pozostałych należał, oprócz *P. moldaviensis*, do subdominantów zbioru. Pozostałe gatunki — *Limnodrilus udekemianus*, *L. profundicola* oraz *Psammoryctides barbatus* — występowały w zgrupowaniach stale ($C > 50\%$), ale nielicznie (tabela 26).

Średnie zagęszczenie skąposzczetów wynosiło od 661 osobników na $0,1 \text{ m}^2$ (stanowisko DD4) do 1 001 osobników na $0,1 \text{ m}^2$ (stanowisko DD8). Na wszystkich stanowiskach było ono wyższe latem niż wiosną i jesienią (ryc. 37).



Ryc. 37. Średnie zagęszczenie skąposzczetów na stanowiskach badań w zbiorniku Dzierżno Duże

4.2.3.2. Zgrupowania skąposzczetów dennych w zbiorniku Dzierżno Małe

W zbiorniku stwierdzono występowanie 23 gatunków skąposzczetów, na poszczególnych stanowiskach od 20 (stanowisko DM2) do 23 gatunków (stanowiska: DM1, DM4). Najliczniej reprezentowane były Tubificinae, stanowiące łącznie od 75,2% (stanowisko DM4) do 85,1% (stanowisko DM2) zbioru (tabela 27).

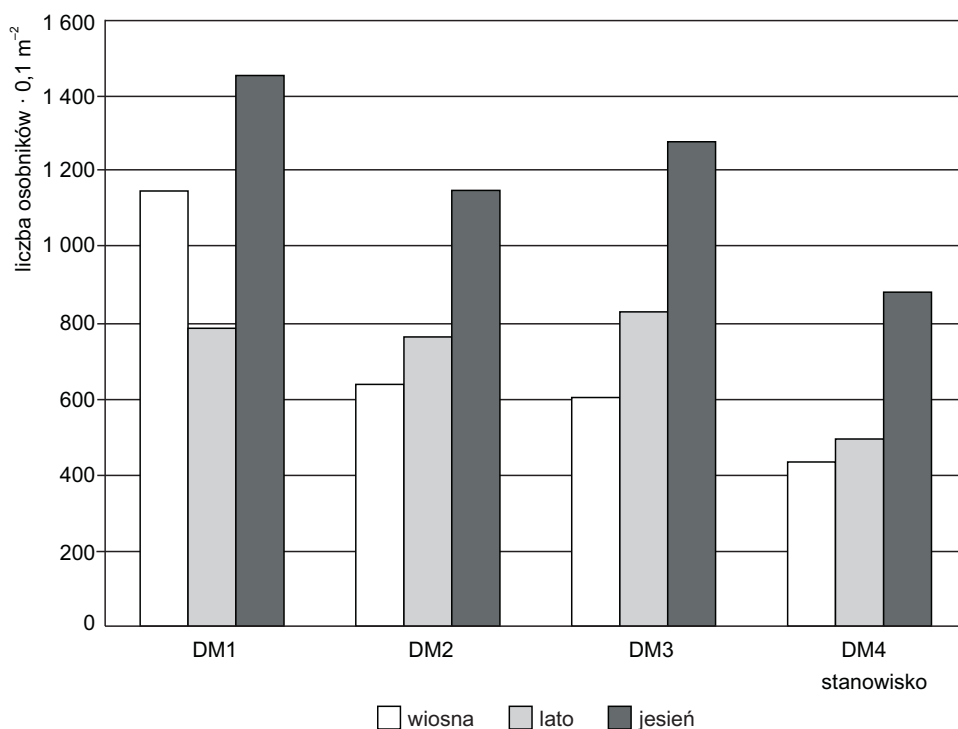
Tabela 27. Struktura dominacji (D) i stałości występowania (C) gatunków skąposzczetów w zgrupowaniach na stanowiskach w zbiorniku Dzierżno Małe [%]

Takson	DM1		DM2		DM3		DM4		Ogółem	
	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C
<i>Stylaria lacustris</i> (LINNAEUS, 1767)	0,1	33,3	0,0	0,0	0,5	44,4	0,8	55,6	0,3	33,3
<i>Dero digitata</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	3,9	100,0	5,4	100,0	6,1	100,0	8,5	100,0	5,6	100,0
<i>Slavina appendiculata</i> (D'UDEKEM, 1855)	1,0	55,6	1,3	55,6	1,3	55,6	1,4	77,8	1,2	61,1
<i>Nais barbata</i> O.F. MÜLLER, 1774	2,0	100,0	1,2	55,6	1,2	55,6	2,1	66,7	1,6	69,4
<i>N. elinguis</i> O.F. MÜLLER, 1774	1,6	77,8	1,5	55,6	1,0	66,7	2,2	77,8	1,5	69,4
<i>N. simplex</i> PIGUET, 1906	1,1	100,0	0,7	55,6	1,7	66,7	3,3	77,8	1,5	75,0
<i>N. pardalis</i> PIGUET, 1906	1,3	88,9	1,1	66,7	1,1	66,7	0,8	55,6	1,1	69,4
<i>N. communis</i> PIGUET, 1906	0,9	55,6	0,9	66,7	0,5	55,6	0,9	66,7	0,8	61,1
<i>N. variabilis</i> PIGUET, 1906	1,2	100,0	1,6	66,7	1,2	77,8	1,8	77,8	1,4	80,6
<i>Specaria josinae</i> (VEIDOVSKÝ, 1884)	1,0	88,9	0,9	55,6	0,7	66,7	1,7	66,7	1,0	69,4
<i>Ophidonais serpentina</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	0,3	55,6	0,0	0,0	0,2	33,3	0,4	44,4	0,2	33,3
<i>Potamothenix hammoniensis</i> (MICHAELSEN, 1901)	17,1	100,0	13,0	100,0	13,0	100,0	9,5	100,0	13,7	100,0
<i>P. moldaviensis</i> VEIDOVSKÝ et MRÁZEK, 1902	0,6	55,6	0,7	55,6	0,9	44,4	0,9	55,6	0,8	52,8
<i>Ilyodrilus templetoni</i> (SOUTHERN, 1909)	2,5	55,6	2,0	66,7	2,3	55,6	1,1	55,6	2,1	58,3
<i>Psammoryctides barbatus</i> (GRUBE, 1861)	0,6	55,6	0,2	33,3	0,0	0,0	1,4	55,6	0,5	36,1
<i>P. albicola</i> (MICHAELSEN, 1901)	0,7	55,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	33,3	0,3	22,2
<i>Tubifex tubifex</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	10,1	100,0	10,8	100,0	9,5	100,0	7,9	100,0	9,7	100,0
<i>Linnodrilus hoffmeisteri</i> CLAPARÈDE, 1862	17,3	100,0	14,3	100,0	11,8	100,0	9,1	100,0	13,7	100,0
<i>L. udekemianus</i> CLAPARÈDE, 1862	1,1	77,8	2,2	77,8	2,9	66,7	2,3	77,8	2,1	75,0
<i>L. profundicola</i> (VERRILL, 1871)	0,5	66,7	0,6	44,4	1,1	66,7	1,8	66,7	0,9	61,1
<i>L. claparedeanus</i> RATZEL, 1896	4,3	100,0	11,1	100,0	9,9	100,0	8,1	100,0	8,1	100,0
<i>Aulodrilus plurisetus</i> (PIGUET, 1906)	4,2	77,8	4,9	100,0	3,2	77,8	1,4	66,7	3,6	80,6
<i>Lumbriculus variegatus</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	1,1	66,7	0,3	33,3	0,7	55,6	0,8	66,7	0,8	55,6
Tubificinae gen. spp. juv. (bez szczecini włosowatych)	12,3	100,0	11,6	100,0	13,5	100,0	14,8	100,0	12,9	100,0
Tubificinae gen. spp. juv. (ze szczecinami włosowatymi)	13,1	100,0	13,6	100,0	15,6	100,0	16,2	100,0	14,4	100,0
Liczba prób	18		18		18		18		72	
Liczba zebranych skąposzczetów	3 985		3 001		3 189		2 127		12 302	
Liczba gatunków	23		20		21		23		23	
Średnie zagęszczenie (osobników na 0,1 m ²) ± odchylenie standardowe	1 128 ± 378		849 ± 288		903 ± 307		602 ± 224		871 ± 352	
Średnia wartość wskaźnika Shannona-Wienera	1,04		1,22		1,10		1,17		1,09	
Średnia wartość wskaźnika Pielou	0,76		0,94		0,83		0,86		0,80	

W zgrupowaniach dominowały gatunki charakterystyczne dla wód eutroficznych: *Potamothenix hammoniensis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex tubifex* i *Limnodrilus claparedeanus*. Stałym elementem zgrupowań były także gatunki tolerujące znaczne obciążenie wód zanieczyszczeniami organicznymi: *Aulodrilus plurisetus*, *Limnodrilus udekemianus*, *Ilyodrilus templetoni*, *Limnodrilus profundicola*, *Nais simplex*, *N. barbata*, *N. elinguis*, *N. variabilis*, *N. pardalis* i *Specaria josinae* (tabela 27).

Rzadko i nielicznie występowały gatunki charakterystyczne dla wód mezotroficznych: *Lumbriculus variegatus*, *Psammoryctides albicola*, *P. barbatus*, *Potamothenix moldaviensis* i *Ophidonais serpentina*, oraz gatunki związane przede wszystkim z roślinami — *Slavina appendiculata* i *Stylaria lacustris*.

Średnie zagęszczenie skąposzczetów wynosiło od 602 osobników na 0,1 m² (stanowisko DM4) do 1 128 osobników na 0,1 m² (stanowisko DM1). Na wszystkich stanowiskach było ono najwyższe jesienią (ryc. 38).



Ryc. 38. Średnie zagęszczenie skąposzczetów na stanowiskach badań w zbiorniku Dzierżno Małe

4.2.3.3. Zgrupowania skąposzczetów dennych w zbiorniku Pławniowice

Ogółem stwierdzono obecność 24 gatunków skąposzczetów, na poszczególnych stanowiskach od 20 (stanowisko P6) do 24 gatunków (stanowisko P1). Najliczniej reprezentowane były Tubificinae, stanowiące łącznie od 69,4% (stanowisko P4) do 79,7% (stanowisko P2) zbioru (tabela 28).

W zgrupowaniach, na większości stanowisk, dominowały gatunki ubikwistyczne: *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. claparedeanus* i *Potamothrix hammonien-sis*. Do grupy subdominantów, oprócz charakterystycznych dla wód eutroficznych *Tubifex tubifex*, *Dero digitata* i *Specaria josinae*, należały: *Potamothrix moldaviensis*, *Psammoryctides albicola*, *P. barbatus*, *Lumbriculus variegatus* i *Ophidonais serpentina*, gatunki wskaźnikowe dla wód mezotroficznych. Stałym elementem, ale nielicznie reprezentowanym w zgrupowaniach, był charakterystyczny dla wód oligotroficznych *Stylodrilus heringianus*. Pozostałe gatunki skąposzczetów na ogół stanowiły stały element zgrupowań ($C > 50\%$) (tabela 28).

Średnie zagęszczenie skąposzczetów wynosiło od 296 osobników na $0,1 \text{ m}^2$ (stanowisko P2) do 380 osobników na $0,1 \text{ m}^2$ (stanowisko P3). Na wszystkich stanowiskach największe zagęszczenie skąposzczetów stwierdzono jesienią (ryc. 39).

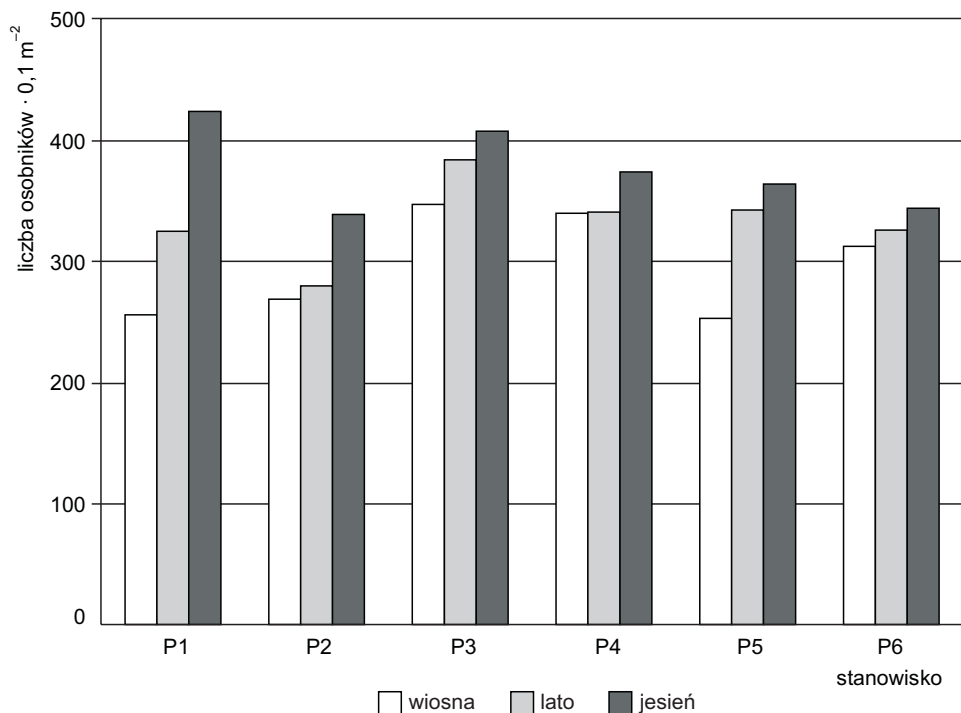


Tabela 28. Struktura dominacji (D) i stałości występowania (C) gatunków skąposzczetów w zgrupowaniach na stanowiskach w zbiorniku Pławno-
wice [%]

Takson	P1		P2		P3		P4		P5		P6		Ogółem	
	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C
<i>Stylaria lacustris</i> (LINNAEUS, 1767)	4,2	88,9	2,2	55,6	2,1	66,7	1,8	66,7	2,0	66,7	2,2	66,7	2,4	68,5
<i>Dero digitata</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	3,5	77,8	5,3	100,0	3,8	77,8	4,1	77,8	3,8	88,9	3,4	77,8	3,9	83,3
<i>Slavina appendiculata</i> (D'UDEKEM, 1855)	1,1	77,8	1,1	44,4	2,9	66,7	2,6	77,8	1,6	77,8	0,0	0,0	1,6	57,4
<i>Nais barbata</i> O.F. MÜLLER, 1774	0,9	33,3	0,8	66,7	0,0	0,0	2,5	77,8	0,0	0,0	1,0	66,7	0,8	40,7
<i>N. elinguis</i> O.F. MÜLLER, 1774	1,6	55,6	1,2	66,7	0,0	0,0	1,5	66,7	2,7	77,8	0,0	0,0	1,2	44,4
<i>N. simplex</i> PIGUET, 1906	5,0	77,8	1,8	66,7	2,9	77,8	2,5	77,8	0,0	0,0	2,4	66,7	2,4	61,1
<i>N. pardalis</i> PIGUET, 1906	0,8	66,7	0,0	0,0	2,9	77,8	1,7	55,6	2,5	66,7	0,0	0,0	1,4	44,4
<i>N. communis</i> PIGUET, 1906	0,7	44,4	1,5	66,7	2,6	77,8	1,8	66,7	2,7	66,7	2,2	88,9	1,9	68,5
<i>N. variabilis</i> PIGUET, 1906	1,5	66,7	0,8	66,7	2,7	77,8	1,8	77,8	3,0	77,8	2,4	55,6	2,1	70,4
<i>Specaria josinae</i> (VEIDOVSKÝ, 1884)	1,0	77,8	0,0	0,0	3,3	66,7	2,5	66,7	3,2	88,9	2,5	55,6	2,2	59,3
<i>Ophidonais serpentina</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	3,6	88,9	2,4	77,8	3,3	77,8	3,7	88,9	3,3	77,8	3,7	77,8	3,3	81,5
<i>Potamothenix hammoniensis</i> (MICHAELSEN, 1901)	5,2	88,9	5,3	88,9	5,9	88,9	3,2	88,9	2,2	66,7	2,4	88,9	4,0	85,2
<i>P. moldaviensis</i> VEIDOVSKÝ et MRÁZEK, 1902	2,4	77,8	3,5	66,7	3,2	66,7	3,2	77,8	3,6	77,8	4,7	88,9	3,4	75,9
<i>Ilyodrilus templetoni</i> (SOUTHERN, 1909)	0,8	55,6	2,0	55,6	0,0	0,0	2,3	77,8	2,6	77,8	0,0	0,0	1,2	44,4
<i>Psammoryctides barbatus</i> (GRUBE, 1861)	2,5	77,8	2,8	77,8	2,7	66,7	3,2	77,8	3,2	77,8	3,4	88,9	3,0	77,8
<i>P. albicola</i> (MICHAELSEN, 1901)	2,2	66,7	2,4	66,7	3,6	77,8	3,2	88,9	3,0	77,8	1,5	66,7	2,7	74,1
<i>Tubifex tubifex</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	3,1	77,8	5,0	88,9	4,1	77,8	3,2	77,8	3,4	88,9	2,4	77,8	3,5	81,5
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> CLAPARÈDE, 1862	7,9	100,0	8,1	100,0	7,2	88,9	6,1	88,9	7,3	100,0	11,2	100,0	7,9	96,3
<i>L. udekemianus</i> CLAPARÈDE, 1862	1,6	66,7	0,6	44,4	2,7	100,0	0,8	55,6	0,0	0,0	1,5	77,8	1,3	57,4
<i>L. profundicola</i> (VERRILL, 1871)	1,1	66,7	0,3	22,2	0,8	77,8	0,0	0,0	1,3	77,8	1,7	77,8	0,9	53,7
<i>L. claparedeanus</i> RATZEL, 1896	5,5	100,0	3,9	66,7	5,2	88,9	3,4	77,8	5,2	100,0	7,5	100,0	5,1	88,9
<i>Aulodrilus pluriset</i> a (PIGUET, 1906)	1,7	66,7	1,8	33,3	1,3	77,8	0,0	0,0	3,2	66,7	3,4	100,0	1,9	57,4
<i>Styodrilus heringianus</i> CLAPARÈDE, 1862	0,9	66,7	0,5	33,3	0,7	55,6	1,7	55,6	0,8	66,7	2,0	55,6	1,2	51,9
<i>Lumbriculus variegatus</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	2,6	77,8	2,7	77,8	2,2	77,8	2,6	66,7	2,5	66,7	2,4	55,6	2,5	70,4
Tubificinae gen. spp. juv. (bez szczecini włosowa- tych)	18,6	100,0	20,2	100,0	16,4	100,0	19,0	100,0	16,9	100,0	17,1	100,0	17,9	100,0
Tubificinae gen. spp. juv. (ze szczecinami włosowa- tymi)	20,2	100,0	23,9	100,0	17,5	100,0	21,8	100,0	19,9	100,0	19,0	100,0	20,3	100,0

cd. tab. 28

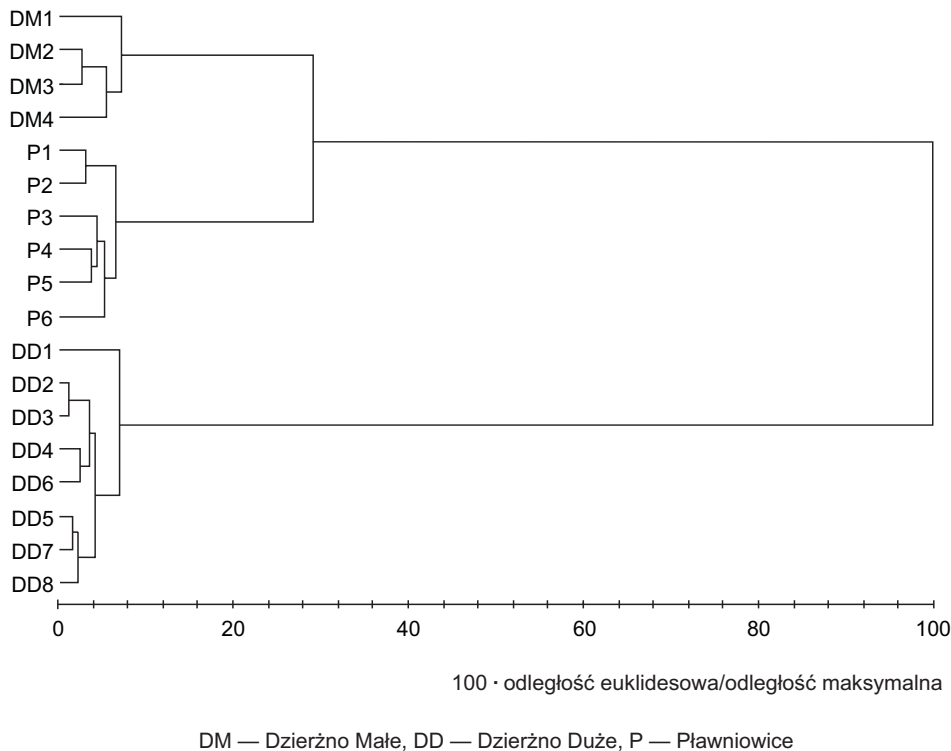
Takson	P1		P2		P3		P4		P5		P6		Ogółem	
	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C
Liczba prób	18		18		18		18		18		18		108	
Liczba zebranych skąposzczetów	1 183		1 046		1 341		1 169		1 201		1 157		7 097	
Liczba gatunków	24		22		21		22		21		20		24	
Średnie zageszczenie (osobników na 0,1 m ²) ± odchYLENIE standardowe	335 ± 104		296 ± 56		380 ± 62		331 ± 59		340 ± 55		328 ± 43		335 ± 69	
Średnia wartość wskaźnika Shannona-Wienera	1,28		1,23		1,27		1,31		1,28		1,22		1,31	
Średnia wartość wskaźnika Pielou	0,93		0,92		0,96		0,98		0,97		0,94		0,95	

4.2.3.4. Porównanie zgrupowań skąposzczetów badanych zbiorników antropogenicznych

Związane z Kanałem Gliwickim zbiorniki charakteryzowały się różnymi zgrupowaniami skąposzczetów dennych. Ubogie jakościowo zgrupowania występowały w zbiorniku Dzierżno Duże, a bardziej zróżnicowane — w zbiornikach Dzierżno Małe i Pławniowice. Na wartość wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera wpływ ma zarówno liczba gatunków w zgrupowaniach, jak i ich udział w strukturze dominacji, na co wskazują wartości wskaźnika Pielou (tabela 29).

Tabela 29. Porównanie zgrupowań skąposzczetów w badanych zbiornikach

Parametr	Dzierżno Duże	Dzierżno Małe	Pławniowice
Liczba gatunków	7	23	24
Średnie zagęszczenie (osobników na 0,1 m ²)	871	833	335
Średnia wartość wskaźnika Shannona-Wienera	0,61	1,09	1,31
Średnia wartość wskaźnika Pielou	0,72	0,80	0,95



Ryc. 40. Dendrogram podobieństw faunistycznych między stanowiskami badanych zbiorników antropogenicznych

Wszystkie wykazane w wyrobisku Dzierżno Duże gatunki skąposzczetów występowały także w pozostałych dwóch zbiornikach. Te ostatnie różniły się między sobą jedynie obecnością w Pławniowicach *Stylodrilus heringianus*, którego nie stwierdzono w Dzierżnie Małym.

Badane zbiorniki różniły się zagęszczeniem skąposzczetów. Było ono ponaddwukrotnie wyższe w Dzierżnie Dużym i Dzierżnie Małym niż w Pławniowicach (tabela 29).

Przeprowadzona, na podstawie struktury dominacji zgrupowań skąposzczetów, analiza skupień wykazała duże podobieństwo faunistyczne między stanowiskami w poszczególnych zbiornikach oraz większe podobieństwo zgrupowań występujących w wyrobiskach Dzierżno Małe i Pławniowice (ryc. 40).

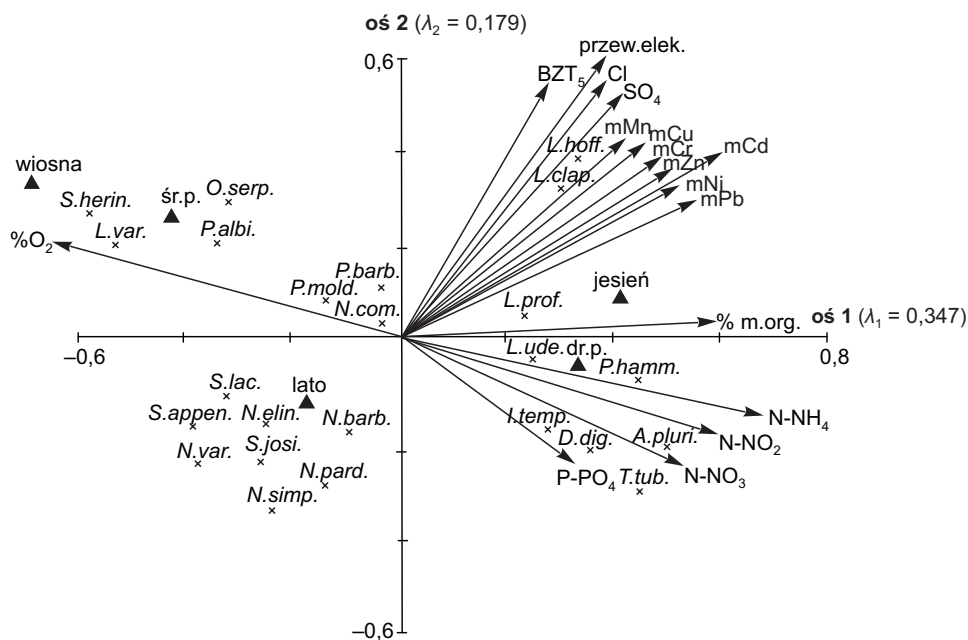
4.2.3.5. Wpływ czynników środowiskowych na występowanie skąposzczetów w zbiornikach antropogenicznych

Przeprowadzona kanoniczna analiza korespondencji (CCA) dowiodła, że w badanych zbiornikach istotny wpływ na zróżnicowanie fauny skąposzczetów mają: uziarnienie osadów dennych, zawartość w osadach mobilnych frakcji metali ciężkich i materii organicznej, BZT₅ wody, nasycenie wody tlenem, koncentracja w wodzie N-NO₃, N-NH₄, N-NO₂, P-PO₄, chlorków, siarczanów, przewodnictwo elektrolityczne wody oraz sezon zbioru (test Monte Carlo $p < 0,05$).

Z osadami zanieczyszczonymi metalami ciężkimi oraz z wodami o wysokiej koncentracji chlorków, siarczanów i wysokich wartościach BZT₅ związane były *Limnodrilus hoffmeisteri* i *L. claparedeanus*, znajdujące się w prawej górnej części wykresu, z wodami zasobnymi w biogeny — *Tubifex tubifex*, *Dero digitata*, *Ilyodrilus templetoni* i *Aulodrilus pluriseta*, położone w prawej dolnej części diagramu, a z wodami o wyższym nasyceniu tlenem, znajdujące się w lewej górnej części wykresu, *Stylodrilus heringianus*, *Ophidonais serpentina*, *Lumbriculus variegatus* i *Psammoryctides albicola* (ryc. 41).

Kanoniczna analiza korespondencji wykazała związek *Limnodrilus udekemianus* i *Potamothena hammoniensis* z osadami drobnoziarnistymi zasobnymi w materię organiczną, *Ophidonais serpentina*, *Psammoryctides albicola*, *Stylodrilus heringianus* i *Lumbriculus variegatus* z osadami średnioziarnistymi, a także sezonowość występowania niektórych gatunków, przede wszystkim z podrodziny Naidinae (ryc. 41).

Dwie pierwsze osie ordynacyjne wyjaśniają łącznie 45,9% zmienności występowania skąposzczetów oraz 73,9% zmienności ich relacji z analizowanymi czynnikami środowiskowymi.



Ryc. 41. Diagram ordynacyjny kanonicznej analizy korespondencji (CCA) przedstawiający zależności między skąposzczetami a czynnikami środowiskowymi w zbiornikach antropogenicznych:

λ_1 — wartość własna osi 1, λ_2 — wartość własna osi 2, kody zmiennych jak w tabeli 5

4.2.3.6. Ocena warunków troficznych na podstawie występowania skąposzczetów

W badanych zbiornikach stwierdzono różną koncentrację w wodzie mineralnych form azotu i fosforu (tabela 30), a różnice między ich średnimi wartościami w poszczególnych zbiornikach są istotne statystycznie (tabela 31).

Wody zbiorników Dzierżno Duże i Małe są bardziej zeutrofizowane niż zbiornika Pławniowice, co świadczyć może o skuteczności zabiegów rekultywacyjnych podjętych w tym zbiorniku w 2004 r. Wartości indeksu warunków

Tabela 30. Zawartość N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂ i P-PO₄ w wodzie badanych zbiorników (średnia z odchyleniem standardowym)

Zbiornik	n	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	P-PO ₄
		[mg · dm ⁻³]			
Dzierżno Duże	144	3,9 (±1,13)	6,0 (±1,88)	0,10 (±0,04)	1,2 (±0,41)
Dzierżno Małe	72	3,1 (±0,84)	5,3 (±1,10)	0,10 (±0,03)	0,3 (±0,14)
Pławniowice	108	0,5 (±0,23)	2,8 (±1,02)	0,04 (±0,02)	0,1 (±0,05)

Objaśnienie: n — liczba prób w poszczególnych zbiornikach.

Tabela 31. Wyniki analizy wariancji jednoczynnikowej Anova dla N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂ i P-PO₄

Formy azotu	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>df</i>	Formy azotu i fosforu	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>df</i>
N-NH ₄	498,3	< 0,001	2	N-NO ₂	147,9	< 0,001	2
N-NO ₃	122,7	< 0,001	2	P-PO ₄	394,3	< 0,001	2

troficznych (TC), obliczonego na podstawie składu gatunkowego zgrupowań skąposzczetów, potwierdzają wyniki analiz chemicznych (tabela 32). Wskazuje to na możliwość wykorzystania indeksu TC, opracowanego dla jezior, także

Tabela 32. Wartości indeksu warunków troficznych (TC) w badanych zbiornikach

Zbiornik	Indeks warunków troficznych	
	zakres	średnia
Dzierżno Duże	2,30—2,40	2,4
Dzierżno Małe	2,30—2,43	2,4
Pławniowice	1,36—2,05	1,6

w ocenie trofii zbiorników antropogenicznych. Stwierdzono dodatnią korelację między wartością indeksu TC a zawartością w wodzie N-NH₄ (współczynnik Pearsona $r = 0,89$, $p < 0,001$), N-NO₃ (współczynnik korelacji Pearsona $r = 0,73$, $p < 0,001$) i P-PO₄ (współczynnik Pearsona $r = 0,68$, $p < 0,001$).

5. Dyskusja

Kanały żeglugi śródlądowej nie były jak dotychczas obiektem badań nad fauną skąposzczetów dennych. Nieliczne dane o ich obecności w tego typu środowiskach znaleźć można w opracowaniach poświęconych faunie dennej kanałów w północnej Francji (GRUMIAUX, DHAINAUT-COURTOIS, 1996; GRUMIAUX i in., 1998). Brak danych o występujących tam gatunkach uniemożliwia jednak porównanie uzyskanych wyników badań, dlatego też dokonano porównania zgrupowań skąposzczetów Kanału Gliwickiego oraz Kanału Kędzierzyńskiego z występującymi w środowiskach wodnych innych typów, ale o podobnych rodzajach podłoża i zbliżonym poziomie zanieczyszczeń.

Obecne w Kanale Gliwickim i Kanale Kędzierzyńskim skąposzczety to przedstawiciele gatunków eurytopowych, występujących pospolicie zarówno w potokach i rzekach (DUMNICKA, PASTERNAK, 1978; KAHL, 1986, 1991; DUMNICKA, 2002; DUMNICKA, KOSZAŁKA, 2005), jeziorach (MOSZYŃSKA, 1962; KASPRZAK, 1977; BANASZAK, KASPRZAK, 1980), jak i różnego typu środowiskach antropogenicznych. Znane są ze zbiorników zapadliskowych (DUMNICKA, KRODKIEWSKA, 2003; KRODKIEWSKA, 2006), wyrobisk popiaskowych (DUMNICKA, 1985; CELIK, 2002), zbiorników po eksploatacji gliny (DUMNICKA, 2007), siarki (DUMNICKA, GALAS, 2006), węgla brunatnego (HEATHERLY i in., 2005), a także zbiorników zaporowych (DUMNICKA i in., 1986; DUMNICKA, 1993). Występują również pospolicie w rowach melioracyjnych (KASPRZAK, 1984; VERDONSCHOT, 1987), które odznaczają się znacznie bogatszą fauną skąposzczetów niż badane kanały. W rowach w Holandii VERDONSCHOT (1987) wykazał obecność 28 taksonów, w tym 22 oznaczonych do rangi gatunku, co w porównaniu z Kanałem Gliwickim i Kanałem Kędzierzyńskim jest liczbą znacznie wyższą. Należy podkreślić, że zgrupowania skąposzczetów występujące w badanych kanałach odznaczają się znacznie mniejszą różnorodnością gatunkową w porównaniu ze zgrupowaniami obecnymi w innych typach środowisk antropogenicznych, np. w gliniankach (DUMNICKA, 2007), zbiornikach zapadliskowych (KRODKIEWSKA, 2006) czy wyrobiskach popiaskowych (DUMNICKA, 1985).

Interesujące jest występowanie w Kanale Gliwickim, rzadko na ogół notowanego w Polsce, gatunku *Potamothrix bavaricus* (KAHL, 2004), który jest

stałym elementem fauny skąposzczetów w różnego typu środowiskach antropogenicznych na Górnym Śląsku, charakteryzujących się wodami twardymi, o wysokiej mineralizacji i koncentracji biogenów (KRODKIEWSKA, 2007a). Eurytopowość *P. bavaricus*, na którą wskazywali PASCAR-GUZMAN i DIMENTMAN (1984), umożliwia mu zasiedlanie środowisk nieodpowiednich dla innych gatunków skąposzczetów, np. Kanału Gliwickiego.

Od wielu lat prowadzone są badania nad wpływem czynników środowiskowych na strukturę zgrupowań skąposzczetów występujących w rzekach oraz różnego typu zbiornikach wodnych (STIMPSON i in., 1975; DUMNICKA, 1987; MOORE, 1979; PASCAR-GLUZMAN, DIMENTMAN, 1984; LAZIM, LEARNER, 1987; MARTÍNEZ-ANSEMIL, COLLADO, 1996; SLEPUKHINA, 1996; MONTANHOLI-MARTINS, TAKEDA, 1999; VERDONSCHOT, 1999, 2001; SCHENKOVÁ, HELEŠIC, 2006; YAP i in., 2006). Ich wyniki wskazują na istotną rolę podłoża, zawartości materii organicznej w osadach dennych, warunków hydrologicznych, właściwości wody, obecności makrofitytów, zasobności w pokarm oraz działalności człowieka powodującej przekształcenia bezpośrednio w środowisku wodnym, a także jego zlewni.

Wyniki badań przeprowadzonych przez DUMNICKĄ i PASTERNAKA (1978), SCHENKOVĄ i in. (2001), NIJBOERA i in. (2004) oraz SCHENKOVĄ i HELEŠICA (2006) wykazały wpływ właściwości fizyczno-chemicznych wody na zróżnicowanie jakościowe i ilościowe fauny skąposzczetów. Wśród istotnych czynników autorzy ci podkreślali znaczenie: natlenienia wody, zawartości związków azotu i fosforu, twardości ogólnej, przewodnictwa elektrolitycznego oraz BZT₅, co potwierdzają także badania wykonane w Kanale Gliwickim i Kanale Kędzierzyńskim. Potwierdzono także tolerowanie przez skąposzczety podwyższonego zasolenia wód, które wykazali: VERDONSCHOT i in. (1982) oraz WOLFRAM i in. (1999) w słonawych środowiskach śródlądowych, SÄRKKA i in. (1997) w źródłach zanieczyszczonych spływami powierzchniowymi środków stosowanych do usuwania śniegu z dróg oraz BEREZINA (2003) — w eksperymentach laboratoryjnych. Stwierdzone w Kanałach Gliwickim i Kędzierzyńskim gatunki występowały w wodach o zasoleniu od 1,6‰ do 2,4‰, wynikającym z odprowadzania do rzeki Kłodnicy wód dołowych z kopalń węgla kamiennego.

Przeprowadzone badania wykazały, że na zróżnicowanie jakościowe zgrupowań skąposzczetów w Kanale Gliwickim większy wpływ niż właściwości chemiczne wody ma jakość osadów dennych. Podobne wyniki uzyskali w badaniach rzek Estonii TIMM i in. (2001), a ŠPORKA (1998) — w zbiornikach terenów zalewowych środkowego odcinka Dunaju. Potwierdzono również, wykazane przez SAUTERA i GÜDA (1996), preferowanie przez *Potamothenis mol-daviensis* osadów z przewagą piasku średnioziarnistego. Nie stwierdzono natomiast związku *Tubifex tubifex* z osadami o dużym udziale iłu. W Kanale Gliwickim gatunek ten występował tylko w osadach, w których przeważał żwir i piasek gruboziarnisty lub średnioziarnisty. Nie wykazano także, obserwowanej przez VERDONSCHOTA (2001), zależności między występowaniem *Psammoryctides barbatus* a obecnością drobnoziarnistego i bardzo drobnoziarnistego piasku.

Uzyskano natomiast podobne jak VERDONSCHOT (1999) w potoku Elsbeek w Holandii wyniki dotyczące preferowania przez *Limnodrilus hoffmeisteri* drobnoziarnistych osadów o dużej zawartości materii organicznej. Przeprowadzone badania potwierdziły również, wykazany przez GRIGELISA (1984) związek występowania *Lumbriculus variegatus* z osadami piaszczystymi. Nie stwierdzono natomiast preferowania przez *Potamothena hammoniensis* osadów bardzo drobnoziarnistych o dużej zawartości materii organicznej. Unikanie przez większość gatunków skąposzczetów w Kanale Gliwickim osadów drobnoziarnistych o bardzo dużej zawartości materii organicznej może być wynikiem stwierdzonej wysokiej dodatniej korelacji między stopniem zanieczyszczenia osadów metalami i WWA₁₅ a ilością materii organicznej i udziałem frakcji ilastej w osadach dennych.

Wyniki badań przeprowadzonych w Kanale Gliwickim wskazują na duży wpływ zanieczyszczenia osadów dennych na zróżnicowanie przestrzenne zgrupowań skąposzczetów. Stwierdzone ubóstwo gatunkowe fauny skąposzczetów potwierdza, wykazaną w badaniach eksperymentalnych przez BRINKHURSTA i JAMIESIONA (1971), CHAPMANA i in. (1982) oraz CAIRNSA (1984), ujemną korelację między koncentracją metali ciężkich w osadach a zróżnicowaniem jakościowym skąposzczetów.

W Kanale Gliwickim *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. claparedeanus*, *L. udekemianus*, *L. profundicola*, *Potamothena hammoniensis* i *Psammoryctides barbatus* występowały w osadach o znacznie wyższym zanieczyszczeniu metalami ciężkimi niż stwierdzone w Jeziorze Genewskim przez LANGA i LANG-DOBLER (1979), między innymi kadmem i cynkiem, metalami uważanymi za bardzo toksyczne (FARGASOVÁ, 1999; RATHORE i KHANGAROT, 2003). Tylko *Ilyodrilus templetoni* i *Tubifex tubifex* obecne były w osadach o mniejszym zanieczyszczeniu metalami ciężkimi niż stwierdzone przez LANGA i LANG-DOBLER (1979).

Przeprowadzone badania nie potwierdziły tolerowania przez *Tubifex tubifex* bardzo dużego zanieczyszczenia osadów metalami ciężkimi (CHAPMAN i in., 1982; LUCAN-BOUCHÉ i in., 1999, 2000). W Kanale Gliwickim gatunkami występującymi w najbardziej zanieczyszczonych osadach były *Limnodrilus hoffmeisteri* i *L. claparedeanus*. Na tolerowanie przez *Limnodrilus hoffmeisteri* bardzo dużego zanieczyszczenia osadów metalami ciężkimi zwracali uwagę między innymi: KLERKS i LEVINTON (1989), KLERKS i BARTHOLOMEW (1991), LAFONT i in. (1996), FLETCHER i in. (2001) oraz RODRIQUEZ i in. (2006). Badania terenowe oraz eksperymentalne KLERKSA i LEVINTONA (1989) oraz KLERKSA i BARTHOLOMEWA (1991) dotyczące populacji *Limnodrilus hoffmeisteri* zamieszkującej osady zatoki rzeki Hudson w USA, zanieczyszczonej w latach siedemdziesiątych XX w. ściekami zawierającymi ponad 53 t kadmu i niklu, wykazały bardzo szybki wzrost odporności na te metale, osiągnięty przez syntezę metalotionein, niskocząsteczkowych białek wiążących metale. Odporność ta została utracona w ciągu kilkunastu pokoleń w związku z brakiem nacisku wynikającego z usunięcia zanieczyszczonych osadów (LEVINTON i in., 2003). LAFONT i in. (1996) w odcinkach Mozy zanieczyszczonych ołowiem, rtęcią oraz polichlorowanymi

bifenylami stwierdzili dominację *Limnodrilus hoffmeisteri* w zgrupowaniach skąposzczetów, podczas gdy w czystych odcinkach rzeki jego udział w faunie był znacznie mniejszy.

Duża odporność na metale ciężkie wykazana dla większości gatunków obecnych w Kanale Gliwickim może wynikać z mniejszej toksyczności metali ciężkich w wodach twardych. Na związek między toksycznością metali a twardością wody wskazywali RATHORE i KHANGAROT (2003).

Oprócz zanieczyszczenia środowiska, wpływ antropopresji na faunę skąposzczetów dennych może się wiązać z zabudową hydrotechniczną, na co zwracała uwagę między innymi DUMNICKA (2002) w badaniach górnego odcinka Wisły. Wpływ piętrzenia rzek na faunę bentosową poniżej zapór był wielokrotnie wskazywany przez wielu autorów (DUMNICKA, 1987; GRZYBOWSKA, DUKOWSKA, 2001; ROBINSON i in., 2003). Również przeprowadzone w Kanale Gliwickim badania pokazały, że praca śluz, związana z żegluga w Kanale, odgrywając rolę w kształtowaniu struktury i jakości osadów dennych, wpływa na występujące w nich zgrupowania skąposzczetów. Na znaczenie warunków hydraulicznych, związanych z użytkowaniem Kanału Gliwickiego, w rozmieszczeniu zanieczyszczeń w osadach wskazywały także wcześniejsze badania KOSTECKIEGO (2001b) oraz KOSTECKIEGO i CZAPLICKIEJ (2001). Autorzy ci, na tle ogólnej tendencji stopniowego zmniejszania się zanieczyszczenia osadów dennych między portem w Gliwicach a portem w Kędzierzynie-Koźlu, stwierdzili, że pulsacyjny przepływu wody powstający w czasie napełniania i opróżniania komór śluz powodował, iż w kolejnych odcinkach Kanału najwyższe koncentracje metali ciężkich i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych występowały w osadach tuż przed śluzami.

Zdolność wielu gatunków skąposzczetów do aktywnego przemieszczania się, a także bierny ich transport przez ryby, ptaki wodne czy człowieka (MILBRINK, 1999; MILBRINK, TIMM, 2001) sprawia, że pewną rolę w zróżnicowaniu jakościowym zgrupowań skąposzczetów środowisk wodnych mogą odgrywać zasilające je ciek i zbiorniki. Wskazują na to wyniki badań przeprowadzonych przez DUMNICKĄ i KOSZAŁKĘ (2005), którzy wykazali wpływ występujących w jeziorze Łęku Wielki gatunków skąposzczetów na bogactwo fauny skąposzczetów okresowych potoków na Pojezierzu Mazurskim. Nie zaobserwowano tego zjawiska w Kanale Gliwickim, gdzie nie stwierdzono, obecnych w zasilających Kanał bezpośrednio (Dzierżno Małe) lub pośrednio (Pławniowice) zbiornikach antropogenicznych, gatunków z podrodziny Naidinae, mimo iż mogą one przemieszczać się w dryfie, co wykazali między innymi DUMNICKA (1996) oraz CELLOT i JUGET (1998). Ich nieobecność wiązać można z odmiennymi warunkami panującymi w Kanale, wynikającymi między innymi z braku roślinności.

Stwierdzone w zbiornikach Dzierżno Duże, Dzierżno Małe i Pławniowice gatunki znane są z innych wyrobisk popiaskowych (DUMNICKA, 1985; CELIK, 2002) oraz innych typów zbiorników antropogenicznych wcześniej badanych na Górnym Śląsku (DUMNICKA, 1985; DUMNICKA, KRODKIEWSKA, 2003; KRODKIEW-

SKA, 2006). W porównaniu z jeziorami naturalnymi zróżnicowanie gatunkowe fauny skąposzczetów jest w nich niewielkie. W zbiornikach tych wykazano obecność od 7 do 24 gatunków, podczas gdy w litoralu jezior w Niemczech 49 gatunków (COLLADO i in., 1999), a w jeziorach konińskich (KASPRZAK, 1977) oraz w eutroficznym jeziorze Peipsi Pikhva w Estonii (TIMM i in., 1996) aż 59 gatunków.

W badanych zbiornikach antropogenicznych zaobserwowano związek między występowaniem *Tubifex tubifex*, *Dero digitata*, *Ilyodrilus templetoni* i *Aulodrilus plurisetus*, gatunków charakterystycznych dla wód eutroficznych (MILBRINK, 1983; SÄRKKA, 1987, 1994), a wysoką koncentracją biogenów oraz między natlenieniem wód a obecnością *Stylodrilus heringianus*, *Ophidonais serpentina*, *Lumbriculus variegatus* i *Psammoryctides albicola*, gatunków charakterystycznych dla wód o niższej trofii i korzystnych warunkach tlenowych (LANG, 1998; O'TOOLE i in., 2008). Potwierdzono także, wykazane przez COLLADO i SCHMELZ (2001) w jeziorach w Niemczech, występowanie gatunków z podrodziny Naidinae głównie latem, a z podrodziny Tubificinae — wiosną i jesienią.

Jednym z celów prowadzonych od wielu lat badań nad skąposzczetami jest ocena możliwości ich wykorzystania w biomonitoringu środowisk wodnych. LAFONT (1984) wykazał ich dużą przydatność w ocenie stopnia zanieczyszczenia metalami ciężkimi drobnoziarnistych osadów dennych w dużych rzekach we Francji i zaproponował dwa powiązane z sobą wskaźniki oparte na liczebności Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych. Indeksy te, jak pokazały badania LAFONTA (1984), są także skorelowane z zawartością w wodzie fosforanów, azotu amonowego i chlorków, co umożliwia ich zastosowanie nie tylko w ocenie jakości osadów dennych, ale także wody.

Rosso i in. (1994) stwierdzili dodatnią korelację między koncentracją w osadach metali ciężkich a udziałem w zgrupowaniu Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych. Ich udział w zgrupowaniu, wynoszący ponad 60%, zdaniem autorów, świadczy o zanieczyszczeniu osadów metalami ciężkimi. Rosso i in. (1994) wykazali także ujemną korelację między stopniem obciążenia osadów metalami ciężkimi a udziałem w zgrupowaniu Tubificinae ze szczecinami włosowatymi w pęczkach grzbietowych. Stwierdzili również, że gatunkami torelującymi tego typu zanieczyszczenia w rzece Ill i jej dopływach są *Nais communis*, *N. barbata* i *Dero digitata*. Nie potwierdzono tej prawidłowości w Kanale Gliwickim, w którym *Dero digitata* występował tylko w osadach niezanieczyszczonych metalami ciężkimi. Potwierdzono natomiast związek między zawartością w osadach metali ciężkich a udziałem w zgrupowaniu Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych. Także badania przeprowadzone przez GRUMIAUX i in. (1998) w rzekach i kanałach północnej Francji wykazały dodatnią korelację między udziałem w faunie Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych a zanieczyszczeniem osadów metalami ciężkimi, podczas gdy pozostałe grupy bezkręgowców dennych unikały takich warunków środowiskowych. Świadczy to o dużej przy-

datności skąposzczetów z podrodziny Tubificinae w ocenie jakości osadów dennych i możliwościach ich szerszego zastosowania w biomonitoringu, zgodnie z zaleceniami Ramowej Dyrektywy Wodnej Unii Europejskiej.

PRYGIEL i in. (2000), testując różne indeksy opracowane na podstawie obecności skąposzczetów dennych w monitoringu drobnodziarnistych osadów dennych rzek i kanałów w północnej Francji, stwierdzili ujemną korelację między zawartością w osadach metali a indeksem IOBS, natomiast dodatnią korelację z procentowym udziałem Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych. Wykazali także związek między koncentracją wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych a udziałem w zgrupowaniu Tubificinae ze szczecinami włosowatymi, wysokim zagęszczeniem skąposzczetów oraz niskimi wartościami indeksu IOBS. Autorzy ci zaproponowali klasyfikację osadów rzek, uwzględniającą zagęszczenie skąposzczetów, udział procentowy w zbiorze Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych oraz wskaźnik IOBS, którego wartość równa jeden została przyjęta za próg toksyczności zanieczyszczeń przemysłowych i ścieków. Wyniki tych badań były weryfikowane przez LAFONTA i in. (2001) w rzece Dore, gdzie do oceny jakości osadów korzystano z indeksu IOBS.

W Kanale Gliwickim potwierdzono możliwość zastosowania w ocenie jakości osadów indeksów wykorzystujących skąposzczety. Szczególnie dużą wartość wskaźnikową miał indeks IOBS oraz udział procentowy w zbiorze Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych. Podobnie jak PRYGIEL i in. (2000), stwierdzono ujemną korelację między koncentracją metali ciężkich w osadach a indeksem IOBS oraz dodatnią korelację z drugim ze wskaźników. Nie potwierdzono natomiast, obserwowanego przez wymienionych autorów, związku między zawartością WWA_{15} a wysokim zagęszczeniem skąposzczetów oraz udziałem procentowym w zbiorze Tubificinae ze szczecinami włosowatymi w pęczkach grzbietowych, co może wynikać z faktu, że osady, które odznaczały się wysokim stopniem zanieczyszczenia metalami ciężkimi, były jednocześnie bardzo zanieczyszczone WWA_{15} . W klasyfikacji jakości osadów Kanału Gliwickiego lepsze zróżnicowanie uzyskano, przyjmując wyższe wartości, proponowanego przez Rosso i in. (1994), wskaźnika udziału w zbiorze Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych.

Skąposzczety, głównie Tubificidae, są także powszechnie stosowane do oceny jakości wody. Ich masowe występowanie w rzekach było najczęściej związane z zanieczyszczeniami organicznymi (UZUNOV i in., 1988). Oprócz indeksów saprobowych, również struktura zgrupowań i liczebność skąposzczetów są przydatnym narzędziem w ocenie jakości wód, na co wskazują badania między innymi SCHENKOVEJ i in. (2001) czy KANG-JIEHA i SHAO-PINA (2008). W Kanale Gliwickim stwierdzono, podobnie jak LAFONT (1984), zależność między koncentracją w wodzie chlorków a udziałem w zgrupowaniu Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych. Przeprowadzone badania wykazały również zależność między zagęszczeniem skąposzczetów i udziałem w zbiorze Tubificinae ze szczecinami włosowatymi w pęczkach grzbietowych a koncentracją

cją w wodzie azotu azotanowego i azotynowego. Świadczy to o możliwości szerszego wykorzystania skąposzczetów w ocenie jakości wody, na co zwracał uwagę VERDONSCHOT (1989, 2006). W rozróżnieniu klas jakości wody, określonych na podstawie sumarycznego indeksu chemicznego Bacha, uwzględniającego zanieczyszczenia związane z zakwaszeniem, zasoleniem, trofią oraz obciążeniem organicznym, największe znaczenie spośród analizowanych indeksów biotycznych miały wskaźniki różnorodności.

Prowadzone od wielu lat badania wskazują na dużą przydatność skąposzczetów występujących w profundalu dużych i małych jezior w ocenie warunków troficznych (MILBRINK, 1983; LANG, 1985; MILBRINK i in., 2002). LANG (1990) zaproponował indeks, oparty na udziale gatunków charakterystycznych dla wód oligotroficznych w faunie skąposzczetów (OS), który, jak wykazały badania przeprowadzone w jeziorach Europy i Ameryki Północnej, jest ujemnie skorelowany z koncentracją fosforu ogólnego w wodzie (LANG, REYMOND, 1996). Także stosowany przez MILBRINKA (1983) dla profundalu jezior europejskich, a opracowany na podstawie skąposzczetów, indeks warunków troficznych (TC) wykazywał wysoką dodatnią korelację z koncentracją fosforu w wodzie. COLLADO i SCHMELZ (2001) stwierdzili, że w jeziorach o różnej trofii odmienne zgrupowania skąposzczetów występowały tylko w ich profundalu, a nie w litoralu, co może świadczyć o małej przydatności w ocenie trofii skąposzczetów występujących w strefie przybrzeżnej. Nie potwierdzają tego badania przeprowadzone w zbiornikach antropogenicznych związanych z Kanałem Gliwickim. W przypadku tych zbiorników, różniących się koncentracją w wodzie związków fosforu i azotu, stwierdzono bowiem różne wartości indeksu trofii, opracowanego na podstawie zgrupowań skąposzczetów występujących w ich strefie przybrzeżnej. Podobne wyniki uzyskano w czasie badań pilotażowych prowadzonych w wyrobisku Dzierżno Małe i Pławniowice (KRODKIEWSKA, MICHALIK-KUCHARZ, 2009), co pozwala sądzić, że zgrupowania skąposzczetów strefy litoralowej mogą być wykorzystane w ocenie trofii zbiorników antropogenicznych.

6. Podsumowanie wyników badań i wnioski

1. W badanych środowiskach antropogenicznych wykazano obecność 25 gatunków skąposzczetów, pospolitych w różnego typu środowiskach wodnych, wśród których gatunkiem rzadko spotykanym w Polsce jest *Potamothrrix bavaricus*.
2. Wzdłuż biegu Kanału Gliwickiego stwierdzono występowanie różnych zgrupowań skąposzczetów: od najmniej zróżnicowanych w początkowym odcinku Kanału, poniżej portu w Gliwicach, do zgrupowań o większej różnorodności gatunkowej przed ujściem do portu w Kędzierzynie-Koźlu.
3. Wykazano, że na zróżnicowanie przestrzenne zgrupowań skąposzczetów w Kanale Gliwickim wpływ wywiera stopień zanieczyszczenia osadów dennych metalami ciężkimi i WWA_{15} , uziarnienie osadów, stopień obciążenia wody zanieczyszczeniami organicznymi, wodami zasolonymi oraz związkami azotu i fosforu. Na całej długości Kanału bardziej zanieczyszczone osady drobnoziarniste występowały na stanowiskach powyżej śluz niż poniżej nich, co wskazuje na rolę, jaką odgrywają takie urządzenia hydrotechniczne w kształtowaniu struktury i jakości osadów, a tym samym ich różnorodności biologicznej.
4. W Kanale Gliwickim stwierdzono różną wrażliwość skąposzczetów na zanieczyszczenie osadów metalami ciężkimi i WWA_{15} . Gatunkami tolerującymi największe zanieczyszczenie osadów były *Limnodrilus hoffmeisteri* i *Limnodrilus claparedeanus*.
5. Wykazano możliwość wykorzystania wskaźników biotycznych, opracowanych na podstawie skąposzczetów, w ocenie jakości środowisk antropogenicznych. W ocenie osadów Kanału Gliwickiego najwyższą wartość wskaźnikową miał indeks IOBS oraz udział w faunie skąposzczetów dennych Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych, a w ocenie wody — wskaźniki różnorodności fauny Oligochaeta. Wyniki te wskazują na potrzebę uzupełnienia wykorzystywanych w ocenie ekologicznej środowisk wodnych indeksów biotycznych o wskaźniki opracowane dla skąposzczetów.
6. Przeprowadzona, na podstawie indeksu IOBS oraz udziału procentowego w zbiorze Tubificinae bez szczecin włosowatych w pęczkach grzbietowych,

klasyfikacja osadów Kanału Gliwickiego wykazała na ogół złą lub słabą ich jakość. Może to stwarzać zagrożenie wtórnego zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego w miejscu składowania osadów usuniętych przy pogłębianiu Kanału.

7. Związane z Kanałem Gliwickim zbiorniki charakteryzowały się różnymi zgrupowaniami skąposzczetów dennych. Szczególnie ubogie zgrupowania występowały w zbiorniku Dzierżno Duże zasilanym, tak jak Kanał, zanieczyszczonymi wodami Kłodnicy. Przeprowadzone badania dowiodły, że skąposzczety zasiedlające połączone z Kanałem Gliwickim bezpośrednio (Dzierżno Małe) bądź pośrednio (Pławniowice) zbiorniki wodne nie wpływały na wzrost różnorodności ubogich jakościowo zgrupowań Oligochaeta w Kanale.

Literatura

- BACH E., 1984. Systeme zur Bewertung der Gewässerbeschaffenheit: USA-Schottland-Bayern (Chemischer Index). Gewässerschutz—Wasser—Abwasser, 73: 229—311.
- BANASZAK J., KASPRZAK K., 1980. Evaluation of occurrence and density of Oligochaeta, Mollusca and Chironomidae in bottom deposits of Lake Zbęchy and in melioration channel within agricultural landscape. Pol. Ecol. Stud., 6: 221—245.
- BEREZINA N.A., 2003. Tolerance of freshwater invertebrates to changes in water salinity. Rus. J. Ecol., 34: 261—266.
- BOJAKOWSKA I., 2001. Kryteria oceny zanieczyszczenia osadów wodnych. Prz. Geol., 49: 213—218.
- BRINKHURST R.O., 1971. A guide for the identification of British Aquatic Oligochaeta. Freshwat. Biol. Assoc. Sci. Pub., 22, 55 s.
- BRINKHURST R.O., 1996. On the role of tubificid oligochaetes in relation to fish disease with special reference to the Myxozoa. Annu. Rev. Fish. Dis., 6: 29—40.
- BRINKHURST R.O., JAMIESON B.G.M., 1971. Aquatic Oligochaeta of the world. Edinburgh, Oliver and Boyd, 625 s.
- CAIRNS J., 1984. Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? Environ. Monit. Assess., 4: 259—273.
- CANTON S., WARD J., 1981. Benthos and zooplankton of coal strip mine ponds in the mountains of northwestern Colorado, USA. Hydrobiologia, 85: 23—31.
- CELIK K., 2002. Community structure of macrobenthos of southeast Texas sand—pit lake related to water temperature, pH and dissolved oxygen concentration. Turk. J. Zool., 26: 333—339.
- CELLOT B., JUGET J., 1998. Oligochaete drift in a large river (French Upper Rhône): the effect of life cycle and discharge. Hydrobiologia, 389: 183—191.
- CHAPMAN P.M., 2001. Utility and relevance of aquatic oligochaetes in ecological risk assessment. Hydrobiologia, 463: 149—169.
- CHAPMAN P.M., FARRELL M.A., BRINKHURST R.O., 1982. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to combinations of pollutants and environmental factors. Aquat. Toxicol., 2: 69—78.
- CIUTAT A., GERINO M., MESMER-DUDONS N., ANSCHUTZ P., BOUDOU A., 2005. Cadmium bioaccumulation in Tubificidae from overlying water source and effects on bioturbation. Ecotox. Environ. Safe, 60: 237—246.

- CIUTAT A., WEBER O., GÉRINO M., BOUDOU A., 2006. Stratigraphic effects of tubificids in freshwater sediments: a kinetic study based on X-ray images and grain-size analysis. *Acta Oecol.*, 30: 228—237.
- COLLADO R., KASPRZAK P., SCHMELZ R.M., 1999. Oligochaeta and Aphanoneura in two Northern German hardwater lakes of different trophic state. *Hydrobiologia*, 406: 143—148.
- COLLADO R., SCHMELZ R.M., 2001. Oligochaeta distribution patterns in two German hardwater lakes of different trophic state. *Limnologia*, 31: 317—328.
- COURTNEY C.C., CHRISTENSEN B.M., 1987. Host-parasite relationships of caryophyllaeid cestodes and aquatic oligochaetes: I. Host longevity and parasite intensity. *J. Parasitol.*, 73: 1124—1132.
- COURTNEY C.C., CHRISTENSEN B.M., 1988. Host-parasite relationships of caryophyllaeid cestodes and aquatic oligochaetes: II. Effects of host age and mixed infections. *J. Parasitol.*, 74: 573—581.
- DELMOTTE S., MEYSMAN F.J.R., CIUTAT A., BOUDOU A., SAUVAGE S., GÉRINO M., 2007. Cadmium transport in sediments by tubificid bioturbation: an assessment of model complexity. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 71: 844—862.
- DEVINE J.A., VANNI M.J., 2002. Spatial and seasonal variation in nutrient excretion by benthic invertebrates in eutrophic reservoir. *Freshwater Biol.*, 47: 1107—1121.
- DOJLIDO J.R., 1995. *Chemia wód powierzchniowych*. Białystok, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, 342 s.
- DUMNICKA E., 1985. Ecology of some waters in the forest-agricultural basin of the River Brynica near the Upper Silesian Industrial region. *Acta Hydrobiol.*, 24: 535—545.
- DUMNICKA E., 1987. Effect of dam reservoir on oligochaete communities in the River Dunajec (Southern Poland). *Acta Hydrobiol.*, 29: 25—34.
- DUMNICKA E., 1993. Profundal macrofauna of the Dobczyce reservoir (southern Poland) in the fifth year after its filling. *Acta Hydrobiol.*, 35: 329—340.
- DUMNICKA E., 1996. Upstream-downstream movement of macrofauna (with special reference to oligochaetes) in the River Raba below reservoir. *Hydrobiologia*, 334: 193—198.
- DUMNICKA E., 2002. Upper Vistula River: response of aquatic communities to pollution and impoundment. X. Oligochaete taxocens. *Pol. J. Ecol.*, 50: 237—247.
- DUMNICKA E., 2007. Distribution of Oligochaeta in various littoral habitats in the anthropogenic reservoirs. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 36, Suppl., 4: 13—19.
- DUMNICKA E., GALAS J., 2006. Distribution of benthic fauna in relation to environmental conditions in an inundated opencast sulphur mine (Piaseczno reservoir, Southern Poland). *Aquat. Ecol.*, 40: 203—210.
- DUMNICKA E., KOSZAŁKA J., 2005. The effect of drought on Oligochaeta communities in small woodland streams. *Biologia [Bratislava]*, 60: 143—150.
- DUMNICKA E., KRODKIEWSKA M., 2003. Studies on freshwater Oligochaeta in the Upper Silesia region (Southern Poland). *Biologia [Bratislava]*, 58: 897—902.
- DUMNICKA E., PASTERNAK K., 1978. The influence of physico-chemical properties of water and bottom sediments in the River Nida on the distribution and numbers of Oligochaeta. *Acta Hydrobiol.*, 20: 215—232.
- DUMNICKA E., POZNAŃSKA M., 2006. Novel Polish recording of rare aquatic Oligochaeta species. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.*, 35: 111—120.
- DUMNICKA E., ZIĘBA J., ŻUREK R., 1986. Characteristics of zooplankton and macrobenthos in the Rożnów dam reservoir (Southern Poland). *Acta Hydrobiol.*, 28: 393—413.

- EGELER P., MELLER M., ROEMBKE J., SPOERLEIN P., STREIT B., NAGEL R., 2001. *Tubifex tubifex* as a link in food chain transfer of hexachlorobenzene from contaminated sediment to fish. *Hydrobiologia*, 463: 171—184.
- ERSEUS C., GUSTAVSSON L., 2002. A proposal to regard the former family Naididae as a subfamily within Tubificidae (Annelida, Clitellata). *Hydrobiologia*, 406: 263—269.
- FARGASOVÁ A., 1999. Ecotoxicology of metals related to freshwater benthos. *Gen. Physiol. Biophys.*, 18: 48—53.
- FLETCHER R., REYNOLDS T.B., TAYLOR W.D., 2001. The use of benthic mesocosms for the assessment of sediment contamination. *Environ. Pollut.*, 115: 173—182.
- GETA R., POSTOLACHE C., VĂDINEANU A., 2004. Ecological significance of nitrogen cycling by tubificid communities in shallow eutrophic lakes of Danube Delta. *Hydrobiologia*, 524: 193—202.
- GOODNIGHT C.J., WHITLEY L.S., 1960. Oligochaetes as indicators of pollution. *Proc. 15th. Ann. Waste Conf. Purdue Univ.*: 139—142.
- GRIGELIS A., 1984. Ecology and importance of Oligochaeta in the biocenosis of zoobenthos in lakes of the National Park of the Lithuanian SSR. *Hydrobiologia*, 115: 211—214.
- GRUMIAUX F., DHAINAUT-COURTOIS N., 1996. Benthic macroinvertebrate communities of the Canal à Grand Gabarit, Aa river and the canalizes Aa river in the north of France. *J. Freshwater Ecol.*, 11: 131—138.
- GRUMIAUX F., LEPRETRE A., DHAINAUT-COURTOIS N., 1998. Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate communities in stream in the north of France. *Hydrobiologia*, 385: 33—46.
- GRZYBOWSKA M., DUKOWSKA M., 2001. Impact of the dam reservoir on river macrobenthic community: long-term study of Jezioro Reservoir and the Warta River in central Poland. *Pol. J. Ecol.*, 49: 243—259.
- HEATHERLY T., WHILES M.R., KNUTH D., GARVEY J.E., 2005. Diversity and community structure of littoral zone macroinvertebrates in southern Illinois reclaimed surface mine lakes. *Am. Midl. Nat.*, 154: 67—77.
- HERMANOWICZ W., DOJLIDO J., DOZAŃSKA W., KOZIOROWSKI B., ZERBE J., 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Warszawa, Arkady, 556 s.
- HILDREW A.G., TOWNSEND C.R., 1976. The distribution of two predators and their prey in an iron rich stream. *J. Anim. Ecol.*, 45: 41—57.
- KAHL K., 1986. Skąposzczety (Oligochaeta) rzeki Lubrzanki w Górach Świętokrzyskich. *Fragm. Faun.*, 30: 35—42.
- KAHL K., 1991. Skąposzczety (Oligochaeta) potoków i rzek Świętokrzyskiego Parku Narodowego wraz z utulną. *Fragm. Faun.*, 35: 5—17.
- KAHL K., 2004. Rureczniki (Tubificidae). W: *Fauna Polski — charakterystyka i wykaz gatunków*. Red. W. BOGDANOWICZ, E. CHUDZICKA, I. PILIPIUK, E. SKIBIŃSKA. Warszawa, Muzeum i Instytut Zoologii PAN, 1, s. 12, 17.
- KANG-JIEH L., SHAO-PIN Y., 2008. The effect of organic pollution on the abundance and distribution of aquatic oligochaetes in an urban water basin, Taiwan. *Hydrobiologia*, 596: 213—223.
- KASPRZAK K., 1977. Oligochaeta. W: *Bottom fauna of the heated Konin lakes*. Ed. A. WRÓBLEWSKI. Monografie Fauny Polski, 7: 49—146.
- KASPRZAK K., 1984. The oligochaetes (Annelida, Oligochaeta) in a lake and a canal in the agricultural landscape of Poland. *Hydrobiologia*, 115: 171—174.

- KASPRZAK K., 1988. Klucz do oznaczania bezkręgowców Polski. T. 4. Skąposzczety wodne. I. Warszawa, PWN, 226 s.
- KERSTEN M., FÖRSTNER U., 1988. Assessment of metal mobility in dredged material and mine waste by pore water chemistry and solid speciation. In: Chemistry and biology of solid waste, dredged material and mine tailings. Eds. W. SALOMONS, U. FÖRSTNER. Berlin—Heidelberg, Springer-Verlag, s. 214—237.
- KING D.L., BALL C.R., 1964. A quantitative biological measure of stream pollution. J. Wat. Poll. Contr. Fed., 36: 650—653.
- KLERKS P.L., BARTHOLOMEW P.R., 1991. Cadmium accumulation and detoxification in a Cd-resistant population of the oligochaete *Limnodrilus hoffmeisteri*. Aquat. Toxicol., 19: 97—112.
- KLERKS P.L., LEVINTON J.S., 1989. Rapid evolution of metal resistance in a benthic oligochaete inhabiting a metal-polluted site. Biol. Bull., 176: 135—141.
- KOSTECKI M., 1977. Chemizm wody oraz podstawowe wskaźniki określające intensywność krążenia materii w zbiorniku zaporowym w Pławniowicach. Ochr. Środ., 3—4: 163—182.
- KOSTECKI M., 1978. Dynamika przemian oraz wstępny bilans podstawowych form azotu i fosforu w zbiorniku zaporowym w Pławniowicach. Arch. Ochr. Środ., 1: 57—85.
- KOSTECKI M., 2000. Zawiesina jako element zanieczyszczania antropogenicznego ekosystemu wodnego na przykładzie zbiornika zaporowego Dzierżno Duże (woj. śląskie). Arch. Ochr. Środ., 26: 75—94.
- KOSTECKI M., 2001a. Stosunki termiczno-tlenowe zbiornika zaporowego w Pławniowicach (woj. śląskie) po 23 latach eksploatacji. Arch. Ochr. Środ., 27: 97—124.
- KOSTECKI M., 2001b. Wpływ zabudowy kaskadowej na zawartość metali ciężkich w osadach dennych Kanału Gliwickiego. Arch. Ochr. Środ., 27: 63—87.
- KOSTECKI M., 2002. Opad atmosferyczny jako element bilansu zanieczyszczeń zbiorników zaporowych hydrowężła Kłodnicy. Arch. Ochr. Środ., 28: 45—58.
- KOSTECKI M., 2003. Alokacja i przemiany wybranych zanieczyszczeń w zbiornikach zaporowych hydrowężła rzeki Kłodnicy i Kanale Gliwickim. Prace i Studia Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, 57, 124 s.
- KOSTECKI M., 2007. Rekultywacja zbiornika Pławniowice metodą kortowską. W: Ochrona i rekultywacja jezior. Materiały VI Konferencji Naukowo-Technicznej nt. *Ochrona i rekultywacja jezior, Toruń*. Red. R. WIŚNIEWSKI, J. PIOTROWIAK [niepublikowane], s. 99—113.
- KOSTECKI M., CZAPLIKA M., 2001. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne jako element zanieczyszczenia osadów dennych Kanału Gliwickiego. Arch. Ochr. Środ., 27: 119—135.
- KOSTECKI M., CZAPLIKA M., WĘGLARZ A., 2000. Wybrane związki organiczne (BTEX, WWA) w osadach dennych antropogenicznego zbiornika wodnego Dzierżno Duże (woj. śląskie). Arch. Ochr. Środ., 26: 95—108.
- KOSTECKI M., DOMURAD A., 1998. Badania limnologiczne zbiornika zaporowego Dzierżno Małe. Część 4. Stosunki termiczno-tlenowe oraz wybrane wskaźniki jakości wody. Arch. Ochr. Środ., 24: 131—165.
- KOSTECKI M., DOMURAD A., KOWALSKI E., KOZŁOWSKI J., 1998. Badania limnologiczne zbiornika zaporowego Dzierżno Małe. Część 3. Metale ciężkie w osadach dennych zbiornika. Arch. Ochr. Środ., 24: 73—81.
- KOSTECKI M., KOZŁOWSKI J., 2002. Związki azotu i fosforu w wodzie i osadach dennych Kanału Gliwickiego. Arch. Ochr. Środ., 28: 71—86.

- KOSTECKI M., KOZŁOWSKI J., ZYCH B., 2001. Badania hydrochemiczne Kanału Gliwickiego, wybrane fizyczno-chemiczne wskaźniki jakości wody. Arch. Ochr. Środ., 27: 39—61.
- KOZŁOWSKI J., KOSTECKI M., NOCŃ W., 2006. Wpływ zmian jakości wody w Potoku Toszeckim w latach 1976—2004 na stopień zanieczyszczenia wody w zbiorniku zaporowym Pławniowice. Ochr. Środ., 28: 35—40.
- KRODKIEWSKA M., 2006. Freshwater Oligochaeta in mining subsidence ponds in the Upper Silesia Region of Southern Poland. J. Freshwater Ecol., 21: 177—179.
- KRODKIEWSKA M., 2007a. The distribution of *Potamothrix bavaricus* (Oeschmann, 1913) (Oligochaeta) in anthropogenic freshwater habitats of industrialised area (Upper Silesia, Poland). Limnologica, 37: 259—263.
- KRODKIEWSKA M., 2007b. The first record of *Aulodrilus japonicus* Jamaguchi, 1953 (Oligochaeta, Tubificidae) from Poland. Pol. J. Ecol., 55: 567—571.
- KRODKIEWSKA M., MICHALIK-KUCHARZ A., 2009. The bottom Oligochaeta communities in sand-pits of different trophic status in Upper Silesia (Southern Poland). Aquat. Ecol., 43: 437—444.
- KUDELSKA D., SOSZKA H., 1996. Przegląd stosowanych w różnych krajach sposobów oceny i klasyfikacji wód powierzchniowych. Warszawa, PIOŚ, Biblioteka Monitoringu Środowiska, 83 s.
- LAFONT M., 1984. Oligochaete communities as biological descriptors of pollution in the fine sediments of rivers. Hydrobiologia, 115: 127—129.
- LAFONT M., CAMUS J.C., FOURNIRE A., SOURP E., 2001. A practical concept for the ecological assessment of aquatic ecosystems: application on the River Dore in France. Aquat. Ecol., 35: 195—205.
- LAFONT M., CAMUS J.C., ROSSO A., 1996. Superficial and hyporheic oligochaete communities as indicators of pollution and water exchange in the River Moselle, France. Hydrobiologia, 334: 147—155.
- LANG C., 1985. Eutrophication of Lake Geneva indicated by the oligochaete communities of the profundal. Hydrobiologia, 126: 237—243.
- LANG C., 1989. Eutrophication of Lake Neuchâtel indicated by oligochaete communities. Hydrobiologia, 174: 57—65.
- LANG C., 1990. Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. Freshwater Biol., 24: 327—334.
- LANG C., 1997. Oligochaetes, organic sedimentation, and trophic state: how to assess the biological recovery of sediments in lakes? Aquat. Sci., 59: 26—33.
- LANG C., 1998. Contrasting response of oligochaetes (Annelida) and chironomids (Diptera) to the abatement of eutrophication in Lake Neuchâtel. Aquat. Sci., 61: 206—214.
- LANG C., LANG-DOBLER B., 1979. The chemical environment of tubificid and lumbricid worms according to the pollution level of the sediment. Hydrobiologia, 65: 273—282.
- LANG C., REYMOND O., 1996. Empirical relationships between oligochaetes, phosphorus and organic deposition during the recovery of lake Geneva from eutrophication. Arch. Hydrobiol., 136: 237—245.
- LANGHEINRICH U., TISCHEW S., GERSBERG R.M., LÜDERITZ V., 2004. Ditches and canals in management of fens: opportunity or risk? A case study in the Drömling Natural Park, Germany. Wetlands Ecol. Manage., 12: 429—445.

- LAZIM M.N., LEARNER M.A., 1987. The influence of sediment composition and leaf litter on the distribution of tubificid worms (Oligochaeta). A field and laboratory study. *Oecologia*, 42: 131—136.
- LEVINTON J.S., SUATONI E., WALLACE W., JUNKINS R., KELAHER B., ALLEN B.J., 2003. Rapid loss of genetically based resistance to metals after the cleanup of a Superfund site. *P. Natl. Acad. Sci. USA*, 100: 9889—9891.
- LUCAN-BOUCHÉ M.L., BIAGIANTI-RISBOURG S., ARSAC F., VERNET G., 1999. An original decontamination process developed by the aquatic oligochaete *Tubifex tubifex* exposed to copper and lead. *Aquat. Toxicol.*, 45: 9—17.
- LUCAN-BOUCHÉ M.L., HABETS F., BIAGIANTI-RISBOURG S., ARSAC F., VERNET G., 2000. Toxic effects and bioaccumulation of cadmium in the aquatic oligochaete *Tubifex tubifex*. *Ecotox. Environ. Safe*, 46: 245—251.
- MARTIN P., MARTÍNEZ-ANSEMIL E., PINDER A., TIMM T., WETZEL M.J., 2008. Global diversity of oligochaetous clitellates (“Oligochaeta”; Clitellata) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 117—127.
- MARTÍNEZ-ANSEMIL E., COLLADO R., 1996. Distribution patterns of aquatic oligochaetes inhabiting watercourses in the Northwestern Iberian Peninsula. *Hydrobiologia*, 334: 73—83.
- MERMILLOD-BLONDIN F., GAUDET J.P., GÉRINO M., DESROSIERS G., CREUZÉ des CHÂTELLIERS M., 2003. Influence of macroinvertebrates on physico-chemical and microbial processes in hyporheic sediments. *Hydrol. Process.*, 17: 779—794.
- MERMILLOD-BLONDIN F., GAUDET J.P., GÉRINO M., DESROSIERS G., JOSE J., CREUZÉ des CHÂTELLIERS M., 2004. Relative influence of bioturbation and predation on organic matter processing in river sediments: a microcosm experiment. *Freshwater Biol.*, 49: 895—912.
- MERMILLOD-BLONDIN F., GÉRINO M., DEGRANGE V., LENS R., CHASSÉ J.L., RARD M., CREUZÉ des CHÂTELLIERS M., 2001. Testing the functional redundancy of *Limnodrilus* and *Tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae) in hyporheic sediments: experimental study in microcosms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 1747—1759.
- MILBRINK G., 1983. An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. *Hydrobiologia*, 102: 89—97.
- MILBRINK G., 1999. Distribution and dispersal capacity of the Ponto-Caspian tubificid oligochaete *Potamothrix heuscheri* (Bretscher, 1900) in Scandinavia. *Hydrobiologia*, 406: 133—142.
- MILBRINK G., TIMM T., 2001. Distribution and dispersal capacity of the Ponto-Caspian tubificid oligochaete *Potamothrix moldaviensis* Vejdovský et Mrázek, 1903 in the Baltic Sea Region. *Hydrobiologia*, 463: 93—102.
- MILBRINK G., TIMM T., LUNDBERG S., 2002. Indicative profundal oligochaete assemblages in selected small Swedish lakes. *Hydrobiologia*, 468: 53—61.
- MONTANHOLI-MARTINS M.C., TAKEDA A.M., 1999. Communities of benthic oligochaetes in relation to sediment structure in the Upper Parana River, Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.*, 34: 52—58.
- MOORE J.W., 1979. Influence of food availability and other factors on the composition, structure and density on a subarctic population of benthic invertebrates. *Hydrobiologia*, 62: 215—223.
- MOSZYŃSKA M., 1962. Katalog fauny Polski. Cz. 9. Z. 2. Skąposzczety (Oligochaeta). Warszawa, PWN, 69 s.

- NEHRING S., 2005. International shipping — a risk for aquatic biodiversity in Germany. W: Biological Invasions — from Ecology to Control. Ed. W. NENTWIG. Neobiota, 6: 125—143.
- NIJBOER R.C., WETZEL M.J., VERDONSCHOT P.F.M., 2004. Diversity and distribution of Tubificidae, Naididae and Lumbriculidae (Annelida: Oligochaeta) in the Netherlands: an evaluation of twenty years of monitoring data. *Hydrobiologia*, 520: 127—141.
- O'TOOLE C., DONOHUE I., MOE S.J., IRVINE K., 2008. Nutrient optima and tolerances of benthic invertebrates, the effects of taxonomic resolution and testing of selected metrics in lake using an extensive European data base. *Aquat. Ecol.*, 42: 277—291.
- PARELE E.A., ASTAPENOK E.B., 1975. Tubificids (Oligochaeta: Tubificidae) — indicators of the quality of water bodies. *Latv. Psr. Zin. Akad. Vest.*, 9: 44—46.
- PASCAR-GLUZMAN C., DIMENTMAN C., 1984. Distribution and habitat characteristics of Naididae and Tubificidae in the inland waters of Israel and the Sinai Peninsula. *Hydrobiologia*, 115: 197—205.
- PIENIMÄKI M., LEPPÄKOSKI E., 2004. Invasion pressure on the Finnish Lake District: invasion corridors and barriers. *Biol. Invasions*, 6: 331—346.
- POSTOLACHE C., RÎSNOVEANU G., VĂDINEANU A., 2006. Nitrogen and phosphorus excretion rates by tubificids from the Prahova River (Romania). *Hydrobiologia*, 553: 121—127.
- PRYGIEL J., ROSSO-DARMET A., LAFONT M., LESNIAK C., DURBEC A., OUDDANE B., 2000. Use of oligochaete communities for assessment of ecotoxicological risk in fine sediments of rivers and canals of the Artois-Picardie water basin (France). *Hydrobiologia*, 410: 25—37.
- RATHORE R.S., KHANGAROT B.S., 2003. Effects of water hardness and metal concentration on a freshwater *Tubifex tubifex* Müller. *Water Air Soil Poll.*, 142: 341—356.
- REIBLE D.D., POPOV V., VALSARAJ K.T., THIBODEAUX L.J., LIN F., DIKSHIT M., TODARO M.A., FLEEGER J.W., 1996. Contaminant flux from sediment due to tubificid oligochaete bioturbation. *Water Res.*, 30: 704—714.
- ROBINSON C.T., UEHLINGER U., MONAGHAN M.T., 2003. Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquat. Sci.*, 65: 210—222.
- RODRIGUEZ P., ARRATE J., MARTINEZ-MADRID M., REYNOLDSON T.B., SCHUMACHER V., VIGURI J., 2006. Toxicity of Santander bay sediments to the euryhaline freshwater oligochaete *Limnodrilus hoffmeisteri*. *Hydrobiologia*, 564: 157—169.
- ROSSO A., LAFONT M., EXINGER A., 1994. Impact of heavy metals on benthic oligochaete communities in the river Ill and its tributaries. *Wat. Sci. Tech.*, 29: 241—248.
- RZĘTAŁA M., 2000. Bilans wodny oraz dynamika zmian wybranych zanieczyszczeń zbiornika Dzierżno Duże w warunkach silnej antropopresji. Katowice, Uniwersytet Śląski, 175 s.
- RZĘTAŁA M., 2007. Limnic water pollution of selected post-sand water reservoirs of Upper Silesian Region against a background of their economical use. *Limnol. Rev.*, 7: 29—34.
- SAUTER G., GÜDE H., 1996. Influence of grain size on the distribution of tubificid oligochaete species. *Hydrobiologia*, 334: 97—101.
- SÄRKKÄ J., 1987. The occurrence of oligochaetes in lake chains receiving pulp mill waste and their relation to eutrophication on the trophic scale. *Hydrobiologia*, 155: 259—266.

- SÄRKKÄ J., 1994. Lacustrine, profundal meiobenthic oligochaetes as indicators of trophy and organic loading. *Hydrobiologia*, 278: 231—241.
- SÄRKKÄ J., LEVONEN L., MÄKELÄ J., 1997. Meiofauna of springs in Finland in relation to environmental factors. *Hydrobiologia*, 347: 139—150.
- SCHENKOVÁ J., HELEŠIC J., 2006. Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) in the Rokytná River, Czech Republic — a small highland stream. *Hydrobiologia*, 564: 117—126.
- SCHENKOVÁ J., KOMÁREK O., ZAHŘÁDKOVÁ S., 2001. The plausibility of using Oligochaeta to evaluate running waters in the Czech Republic. *Scripta Fac. Nat. Univ. Masaryk. Brun.* 27, Biology, s. 173—187.
- SLEPUKHINA T.D., 1984. Comparison of different methods of water quality evaluation by means of oligochaetes. *Hydrobiologia*, 115: 183—186.
- SLEPUKHINA T.D., 1996. The effect of water movement on the distribution of Oligochaeta in lakes. *Hydrobiologia*, 334: 85—88.
- Stan środowiska przyrodniczego w województwie śląskim w 2002 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, 144 s.
- Stan środowiska przyrodniczego w województwie śląskim w 2003 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, 128 s.
- Stan środowiska przyrodniczego w województwie śląskim w 2004 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, 166 s.
- Stan środowiska przyrodniczego w województwie śląskim w 2005 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, 177 s.
- STIMPSON K.S., BRICE J.R., BARBOUR M.T., HOWE P., 1975. Distribution and abundance of inshore oligochaetes in Lake Michigan. *T. Am. Microsc. Soc.*, 94: 384—394.
- SVENSSON J.M., ENRICH-PRAST A., LEONARDSON L., 2001. Nitrification and denitrification in a eutrophic lake sediment bioturbated by oligochaetes. *Aquat. Microb. Ecol.*, 23: 177—186.
- ŠPORKA F., 1998. The typology of floodplain water bodies of the Middle Danube (Slovakia) on the basis of superficial polychaete and oligochaete fauna. *Hydrobiologia*, 386: 55—62.
- TESSIER A., CAMBELL P.G.C., BISSON M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, 51: 844—850.
- TIMM T., 1999. A Guide to the Estonian Annelida. Taru-Tallinn, Estonian Academy Publishers, 208 s.
- TIMM T., KANGUR K., TIMM H., TIMM V., 1996. Macrozoobenthos of Lake Peipsi-Pikhva: taxonomical composition, abundance, biomass, and their relation to some ecological parameters. *Hydrobiologia*, 338: 139—154.
- TIMM T., SEIRE A., PALL P., 2001. Half a century of oligochaete research in Estonian running waters. *Hydrobiologia*, 463: 223—234.
- UZUNOV J., KOŠEL V., SLÁDEČEK V., 1988. Indicator value of freshwater Oligochaeta. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 16: 173—186.
- VERDONSCHOT P.F.M., 1987. Aquatic oligochaetes in ditches. *Hydrobiologia*, 155: 283—292.
- VERDONSCHOT P.F.M., 1989. The role of oligochaetes in the management of waters. *Hydrobiologia*, 180: 213—227.
- VERDONSCHOT P.F.M., 1999. Micro-distribution of oligochaetes in a soft-bottomed lowland stream (Elsbeek; The Netherlands). *Hydrobiologia*, 406: 149—163.

- VERDONSCHOT P.F.M., 2001. Hydrology and substrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands). *Hydrobiologia*, 463: 249—262.
- VERDONSCHOT P. F.M., 2006. Beyond masses and blooms: the indicative value of oligochaetes. *Hydrobiologia*, 564: 127—142.
- VERDONSCHOT P.F.M., SMIES M., SEPERS A.B., 1982. The distribution of aquatic oligochaetes in brackish inland waters in the SW Netherlands. *Hydrobiologia*, 89: 29—38.
- VINOGRADOV G.A., BEREZINA N.A., LAPTEVA N.A., ZHARIKOV G.P., 2002. Use of structural characteristics of bacterio- and zoobenthos for assessing the quality of bottom deposits: case study of water bodies in the Upper Volga basin. *Water Res.*, 29: 299—305.
- WENTHWORTH C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *J. Geol.*, 30: 377—392.
- WIEDERHOLM T., 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.*, 52: 537—547.
- WOLFRAM G., DONABAUM K., SCHAGERL M., KOWARC V.A., 1999. The zoobenthos community of shallow salt pans in Austria — preliminary results on phenology and the impact of salinity on benthic invertebrates. *Hydrobiologia*, 408/409: 193—202.
- WOOD P.J., GREENWOOD M.T., BARKER S.A., GUNN J., 2001. The effects of amenity management for angling on the conservation value of aquatic invertebrate communities in old industrial ponds. *Biol. Conserv.*, 102: 17—29.
- YAP C.K., RAHIM ISMAIL A., AZRINA M.Z., ISMAIL A., TAN S.G., 2006. The influential of physico-chemical parameters on the distributions of oligochateas (*Limnodrilus* sp.) at the polluted downstream of the tropical Langat River, Peninsular Malaysia. *J. Appl. Sci. Environ. Manage.*, 10: 135—140.
- YILDIZ S., BALIK S., 2006. The Oligochaeta (Annelida) fauna of Topçam dam-lake (Aydin, Turkey). *Turk. J. Zool.*, 30: 83—89.
- YOKOYAMA H., 1997. Transmission of *Thelohanellus hovorkai* Achmerov, 1960 (Myxosporea: Myxozoa) to common carp *Cyprinus carpio* through the alternate oligochaete host. *Syst. Parasitol.*, 36: 79—84.

**Bottom Oligochaeta communities in navigable canals
(the Gliwicki canal and the Kędzierzyński canal)
and anthropogenic water bodies connected with them**

S u m m a r y

Most of the studies on bottom oligochaetes have been carried out in lakes and rivers, whereas other various anthropogenic water environments have been treated sporadically. Only dam reservoirs are rather well known in this field of study, while the surveys concerning the occurrence of these animals in ditches, drain canals and navigable canals have been conducted only occasionally. The previous investigations referred mainly to the role of canals in the spread of alien freshwater species into new water systems.

The scarcity of studies on bottom oligochaetes in navigable canals and anthropogenic reservoirs was the reason for undertaking this study in two canals (the Gliwicki canal and the Kędzierzyński canal) and in the three sand pits (Dzierżno Duże, Dzierżno Małe, Pławniowice) connected with them. The sites studied are located in a heavily industrialised region of Southern Poland (Upper Silesian Industrial Area).

The investigations were carried out from 2002 to 2005. Oligochaeta were sampled from bottom sediments by means of standard quantitative methods using a core sampler (20 cm²) from 31 sampling stations. Immediately prior to sampling the oligochaetes, water samples and sediments were collected from each sample site.

The zoocenological studies of the oligochaete communities were carried out using the following indices: domination, frequency, the Shannon-Wiener index and the Pielou index. Different tools based on oligochaetes were used for the evaluation of the biological quality of studied environments. The resulting data were evaluated and interpreted by different statistical tests using Statistica for Windows ver. 7.0 and the Canoco program for Windows ver. 4.5.

In the environments studied Oligochaeta were dominants and formed from 73% (in Pławniowice) to 95% (in the Gliwicki canal) of the benthic fauna. In addition to them, Amphipoda, Gastropoda, Bivalvia and Diptera larvae were observed in all the environments. Isopoda and Hirudinea occurred in sand pits as well.

In total, 25 oligochaete species from the families Tubificidae (with 11 species of the subfamily Naidinae and 12 species of the subfamily Tubificinae) and Lumbriculidae (2 species) were found in the environments studied. Amongst them only *Potamothenis bavaricus* (Oeschmann) is rare in Poland.

Along the Gliwicki canal different oligochaete communities were observed. The community was poor in species from the first section below the Gliwice port, whereas the section before the Kędzierzyn-Koźle port was more diverse. The obtained results

showed that diversity of oligochaete communities may be caused by the amount of bottom sediment pollution (heavy metals and WWA_{15}), the sediment granulation, as well as the pollution of the water by organic contaminants, salinity and nutrients. The studies revealed different responses of oligochaete species to sediment pollutions. *Limnodrilus hoffmeisteri* and *L. claparedeanus* were the most tolerant.

The result of the surveys indicated that the bottom oligochaetes are a useful tool for evaluating the water quality and bottom sediments in the anthropogenic environments studied.

The IOBS index and the percentage of Tubificinae without hair chaetae in dorsal bundles were the most valuable for classifying bottom sediments, whereas diversity indices had great value for classifying the water quality. The classification of the Gliwicki canal sediments was proposed on the basis of the IOBS index and the percentage of Tubificinae without hair chaetae.

In the Gliwicki canal and Dzierżno Duże similar oligochaete communities were recorded. Both of these environments are supplied by water from the Kłodnica river. The communities in Dzierżno Małe and Pławniowice were different, first of all, in species richness. All the sand pits, in spite of their connection with the Gliwicki canal, had no effect on the Oligochaeta species occurring in it.

**Die Ansammlungen von Wenigborstern (Oligochaeta)
in Gleiwitzer und Kandrzinner Kanälen
und in den mit ihnen verbundenen anthropogenen Wasserreservoirien**

Z u s a m m e n f a s s u n g

Die seit mehreren Jahren geführten Forschungen an Oligochaeta beschränken sich hauptsächlich auf Seen und Flüsse, während verschiedenerlei anthropogene Milieus bisher noch nicht komplex ausgearbeitet worden sind. Wohl am besten ist die Fauna von den in den Staudammbecken auftretenden Oligochaeta erkundet; die in den Meliorationsgräben und Binnenkanälen vorkommenden Oligochaeta hingegen werden selten untersucht. In den Schifffahrtskanälen wird vor allem die Ausbreitung von bestimmten Tierarten über deren natürliche Reichweite hinaus vor allem deswegen erforscht, weil diese Kanäle die Überwindung von natürlichen Barrieren sowie die aktive und passive Verlagerung der Tiere in neue Wassermilieus erleichtern.

Der unzureichende Erforschungsstand der in Binnenschifffahrtskanälen und anthropogenen Wasserreservoirien lebenden Oligochaeta bildete die Ursache für die Aufnahme von Untersuchungen im Gleiwitzer Kanal und in dessen Arm, dem Kandrzinner Kanal, sowie in den mit beiden Kanälen verbundenen anthropogenen Wasserreservoirien. Die Untersuchungen hatten zum Zweck, die Fauna von Oligochaeta kennenzulernen, deren Ansammlungsstruktur zu bestimmen, die Einwirkung von Umweltfaktoren auf diese Tiere zu beurteilen sowie die Möglichkeit der Ausnutzung von Oligochaeta bei der Bioüberwachung von untersuchten anthropogenen Milieus abzuschätzen.

Die Feldforschungen wurden in den Jahren 2002—2005 durchgeführt. Die zooökologische Analyse der Ansammlungen von Oligochaeta wurde aufgrund von Dominanzkennzahl, Shannon-Wiener Diversitätsindex und *Pielous Evenness-Index* durchgeführt. Die Umweltpräferenzen von Oligochaeta wurden anhand des Representation Indexes bestimmt, und zur Beurteilung der Ausnutzung von Oligochaeta für die Bioüberwachung wurden biotische Indizes verwendet, nämlich der Prozentgehalt von Tubificinae mit dorsalen Bündeln ohne Haarborsten und der Prozentgehalt von Tubificinae mit dorsalen Bündeln mit Haarborsten, die Artenzahl, der Shannon-Wiener-Index, der Pielou-Index, der IOBS-Index und der Trophie-Index.

In der Grundfauna der untersuchten anthropogenen Milieus überwogen Oligochaeta, die von 73% (Pławniowice-Becken) bis 95% (Gleiwitzer Kanal) aller gesammelten Makrowirbellosen bildeten. In den Kanälen konnten neben Oligochaeta auch Amphipoda, Gastropoda, Bivalvia und Diptera-Larven, und außerdem in den Becken noch Isopoda und Hirudinea nachgewiesen werden.

Es wurden insgesamt 25 Arten von Oligochaeta aufgezeigt, welche zwei Familien angehören: Tubificidae mit Unterfamilien Naidinae (11 Arten) und Tubificinae (12 Ar-

ten) sowie Lumbriculidae (2 Arten), darunter eine in Polen nur selten auftretende Art *Potamothrix bavaricus*.

Entlang dem Verlauf des Gleiwitzer Kanals wurden verschiedene Ansammlungen von Oligochaeta festgestellt. Wenig differenzierte Ansammlungen gab es im Anfangsabschnitt des Kanals unterhalb des Hafens Gleiwitz (Gliwice) und mehr differenzierte befanden sich vor der Kanalmündung in den Hafen Kandrzin-Cosel (Kędzierzyn Koźle). Einfluss auf die räumliche Differenzierung der Ansammlungen von Oligochaeta übte der Verschmutzungsgrad der Grundablagerungen mit Schwermetallen und WWA₁₅, die Korngröße der Ablagerungen und die Belastung des Wassers mit organischen Stoffen, Salzwasser sowie Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus. Man stellte fest, dass die einzelnen Arten von Oligochaeta in verschiedenem Maße gegen Schwermetalle und WWA₁₅ empfindlich sind. Über die größte Widerstandskraft verfügten dabei *Limnodrilus hoffmeisteri* und *L. claparedae*.

Die Untersuchungen haben aufgezeigt, dass die anhand der Oligochaeta ermittelten biotischen Indizes zur Beurteilung der Güte von anthropogen erzeugten Milieus gut geeignet sind. Bei der Beurteilung von Ablagerungen stellten der IOBS-Index sowie das Vorhandensein von Tubificinae mit dorsalen Bündeln ohne Haarborsten, und bei der Beurteilung der Wassergüte die Diversitätsindizes den höchsten Indikationswert dar. Die auf der Grundlage des IOBS-Indexes und des Prozentgehaltes von Tubificinae mit dorsalen Bündeln ohne Haarborsten klassifizierten Ablagerungen im Gleiwitzer Kanal waren meistens durch schlechte bzw. mangelnde Qualität gekennzeichnet.

In allen mit dem Gleiwitzer Kanal verbundenen Wasserreservoirs wiesen Oligochaeta im Becken Dzierżno Duże, der ebenso wie der Kanal vom Wasser des Flusses Kłodnica (Kladnitz) versorgt wird, die größten Ähnlichkeiten mit jenen Ansammlungen der Oligochaeta, die in dem Kanal auftreten, auf. Die Struktur der Ansammlungen von Oligochaeta in den Becken Dzierżno Małe und Pławniowice hingegen war anders. Die Ergebnisse der Untersuchungen haben gezeigt, dass die mit dem Gleiwitzer Kanal direkt (Dzierżno Małe) und indirekt verbundenen Wasserbecken (Pławniowice) keinen Einfluss auf die Vielfalt der qualitativarmen Ansammlungen von Oligochaeta in dem Kanal haben.

Na okładce: Kanał Gliwicki

Redaktor: Barbara Todos-Burny

Projektant okładki: Paulina Tomaszewska-Cieply

Redaktor techniczny: Barbara Arenhövel

Korektor: Lidia Szumigala

Copyright © 2010 by
Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego
Wszelkie prawa zastrzeżone

ISSN 0208-6336
ISBN 978-83-226-1928-5

Wydawca
Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego
ul. Bankowa 12B, 40-007 Katowice
www.wydawnictwo.us.edu.pl
e-mail: wydawus@us.edu.pl

Wydanie I. Ark. druk. 7,0. Ark. wyd. 9,0.
Papier offset. kl. III, 90 g Cena 15 zł

Łamanie: Pracownia Składu Komputerowego
Wydawnictwa Uniwersytetu Śląskiego
Druk i oprawa: EXPOL, P. Rybiński, J. Dąbek, Spółka Jawna
ul. Brzeska 4, 87-800 Włocławek





Cena 15 zł

ISSN 0208-6336
ISBN 978-83-226-1928-5